

GEOSZFÉRÁK 2014

Szerkesztette

Unger János – Pál-Molnár Elemér

GeoLitera

HU ISSN 2060-7067

Geoszférák időszaki kiadvány

HU ISSN 2062-2465

Kiadó

SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport

Sorozatszerkesztő

Pál-Molnár Elemér

A sorozat szerkesztőbizottsága

Geiger János
Hetényi Magdolna
Keveiné Bárány Ilona
Kovács Zoltán
M. Tóth Tivadar
Mezősi Gábor
Mészáros Rezső
Rakonczai János
Sümegei Pál
Unger János

A Geoszférák időszaki kiadvány köteteinek grafikai terve Jacob Péter és Pál-Molnár Elemér munkája

Címlapfotó: Az aljzati magaslat és környezetében számított hőmérsékleti mező keresztmetszeti képe
(Vass et al., 250. oldal)

X 227.972

GEOSZFÉRÁK

2014

A Szegedi Tudományegyetem Földtudományok Doktori Iskola
és a Környezettudományi Doktori Iskola (Környezeti geográfia program)
eredményei

Szerkesztette
Unger János – Pál-Molnár Elemér



GeoLitera
SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport
Szeged, 2015

SZTE Klebelsberg Könyvtár



J001146063



Szerzők

Ahmed Abdelaal
Bajmócy Péter
Boros Lajos
Égerházi Lilla
Farsang Andrea
Fodor Nándor
Jordán Győző
Józsa Klára
Kántor Noémi
Kiss Tímea
Knipl István
M. Tóth Tivadar
Pap Ági
Sándor Renáta
Sümeghy Borbála
Sümegei Pál
Szalontai Csaba
Szanyi János
Szilassi Péter
Szolnoki Zsuzsanna
Unger János
Vass István

© SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, 2015
Minden jog fenntartva

Nyelvi lektor

Kosztolányi Éva

Nyomda

Generál Nyomda Kft., Szeged
Felelős vezető Hunya Ágnes
6728 Szeged, Kollégiumi út 11/H.

X 227972

GeoLitera

SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport
Felelős kiadó Pál-Molnár Elemér
6722 Szeged, Egyetem u. 2.
www.geolitera.hu

TARTALOMJEGYZÉK

Előszó	7
Ahmed Abdelaal, Péter Szilassi, Győző Jordan Environmental modelling and spatial landscape analysis for the contamination risk assessment of sensitive areas	9
Égerházi Lilla Andrea, Unger János, Kántor Noémi Városi közterületek komplex humán-bioklimatológiai értékelése és annak várostervezési vonatkozásai egy szegedi példa alapján	39
Józsa Klára, Bajmócy Péter A magyarországi aprófalvak sikerességi tényezőinek vizsgálata	61
Knipl István, Sümegi Pál A Duna–Tisza közí Háttság és a Kalocsai Sárköz Hajós és Császártöltés községek közötti határterületének geoarcheológiai elemzése	85
Pap Ági, Boros Lajos Épített örökség és helyi identitás – az érdekek és konfliktusok földrajzi vizsgálata budapesti mintaterületeken	109
Sándor Renáta, Fodor Nándor, Sümegi Pál A talaj–növény–légtér rendszer modellezésének léptékfüggő problémái Léptékfüggés a talaj vízgazdálkodási tulajdonságaiban, valamint a megfigyelt hőmérsékleti adatsorokban	133
Sümeghy Borbála, Kiss Tímea A Maros hordalékkúp fejlődéstörténeti rekonstrukciója	155
Szalontai Csaba, Sümegi Pál A Maty-ér és a kapcsolódó vízrendszer szerepe és jelentősége Szeged környékének településtörténetében	179
Szolnoki Zsuzsanna, Farsang Andrea Nehézfémek környezeti viselkedése antropogén hatásokra módosult kerti talajokban, Szeged példáján	205
Vass István, M. Tóth Tivadar, Szanyi János Aljzati fluidum-tárolók komplex repedéshálózat vizsgálati módszeren alapuló hidrodinamikai és hőtranszport modellezése	231
A kötet – 2014-ben PhD fokozatot szerzett – szerzői	255



NEHÉZFÉMEK KÖRNYEZETI VISELKEDÉSE ANTROPOGÉN HATÁSOKRA MÓDOSULT KERTI TALAJOKBAN, SZEGED PÉLDÁJÁN

Szolnoki Zsuzsanna, Farsang Andrea

Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged
e-mail: szolnoki@geo.u-szeged.hu

ÖSSZEFOGLALÁS

A városi területek intenzív növekedése és az ott zajló antropogén tevékenységek fokozódása a városi talajok nagymértékű átalakulását és elszennyeződését eredményezi.

Kutatásunk során Szeged példáján vizsgáltuk az antropogén tevékenységek együttes hatását a városi „pufferzónában” elhelyezkedő, növénytermesztési funkcióval rendelkező, művelt kerti talajok tulajdonságaira és nehézfémterheltségére. A kertekből származó nagyszámú talajminta vizsgálatát követően felmértük e talajok antropogén módosulásainak mértékét, továbbá értékeltük e kerti talajok nehézfémterheltségét. Különböző módon számolt feldúsulási faktorokat, egy- és többváltozós statisztikai módszereket, valamint a fémkoncentrációk horizontális eloszlásának vizsgálatát együttesen alkalmazva elkülönítettük a kerti talajokban antropogén forrásból dúsuló fémek körét a kizárólag geogén eredetű fémektől, továbbá az elemek mobilitási sajátosságait is vizsgáltuk egy három lépcsős, szekvenciális feltárást alkalmazva. Fő célkitűzéseink között szerepelt, hogy e kerti talajok fémterheltségéből eredő esetleges káros hatások mértékét is megítéljük, így a kertekben gyakran termesztett zöldségfélék nehézfémtartalmának vizsgálatára is sor került, mely eredmények ismeretében értékeltük a nehézfémek tényleges mobilitását a vizsgált talaj–növény rendszerben.

1. Bevezetés és célkitűzések

A városi területek intenzív növekedése és az ott zajló antropogén tevékenységek fokozódása a városi talajok fizikai és kémiai tulajdonságainak módosulását, különböző mértékű átalakulását, valamint e talajok

elszennyeződését is magával vonja. A tipikus városi szennyezőanyagoknak tekinthető nehézfémek az utóbbi évtizedekben a tudományos érdeklődés középpontjába kerültek, hiszen nyilvánvalóvá vált, hogy e toxikus és potenciálisan toxikus anyagok koncentrációja rendellenes mértékben meg-

növekedett, különösen az ipari körzetek és a városok talajában. A városokban koncentráltan jelentkező gépjármű-közlekedés, a háztartások fűtése, a háztartási és ipari hulladékok kontrollálatlan elhelyezése, valamint az ipari forrásokból származó emisszió együttesen eredményezték a városi talajok nehézfém-tartalmának emelkedését (Thornton, 1991; Norra et al., 2001). Mivel ezen anyagok biológiailag nem bonthatók le és így a talajokban felhalmozódni képesek, a nehézfémek a környezetterhelés kiváló indikátoraivá váltak.

A városi talajok nehézfém-tartalmának vizsgálatával először az 1960-as évek végén kezdtek el foglalkozni, amikor is nyilvánvalóvá vált, hogy e talajok magasabb fémkoncentrációkkal bírnak, mint a mezőgazdasági vagy természetes talajok (Purves, 1967; Purves, Mackenzie, 1969), de nemcsak a talajok, hanem a városi vegetáció és az emberi fogyasztásra szánt zöldségek is emelkedett fémkoncentrációkat mutattak (Purves, Mackenzie, 1970). Mára a városi talajok nehézfém-szennyezettsége széles körben kutathatóvá vált, hiszen felismerték, hogy az urbanizáció fokozódásával egyre nagyobb populációk vannak kitéve a szennyezett talajok egészségkárosító hatásának. Számos nehézfém és egyéb nyomelem feldúsulását, térbeli eloszlását, mobilitását, talajbeli viselkedését vizsgálták a nagyobb városokban szerte a világon, beleértve a fejlett és a fejlődő országokat is (Pichtel et al., 1997; Norra et al., 2001; Granero, Domingo, 2002; Manta et al., 2002; Imperato et al., 2003; Lu et al., 2003; Li et al., 2004; Banat et al., 2005; Ruiz-Cortés et al., 2005; Bretzel, Calderisi, 2006; Lee et al., 2006; Douay et al., 2008; Plyaskina, Ladonin, 2009; Maas et al., 2010). E kutatások eredményei azt mutatják, hogy bár az urbán talajok szennyezettsége városonként változik és függ a helyi körülményektől, az Pb, Zn és a Cu azok az elemek, melyek csaknem minden

városi talajban feldúsulnak. A nehézfém-terheltség mértékét és az egyes fémek feldúsulását azonban számos tényező befolyásolja (Adriano, 2001), mint például a város mérete és lakosságszáma (Mielke, Reagan, 1998; Madrid et al., 2002; Liebens et al., 2012), a nehézipar jelenléte illetve hiánya (Kelly et al., 1996; Douay et al., 2008), vagy a gépjárműforgalom intenzitása és sűrűsége.

A nehézfémek nem degradálódnak és a talajba kerülve hosszú ideig képesek megőrizni potenciális toxikus tulajdonságukat, így a városi talajok nemcsak a nehézfémek „gyűjtő közegeként” viselkednek, de könnyen e toxikus anyagok forrásává is válhatnak (Norra, Stüben, 2003). A nehézfémek e talajokból közvetlen (a szennyezett porok inhalációjával, a talaj lenyelésével, vagy bőrön keresztül felszívódva) és közvetett módon (a szennyezett talajokon termelt zöldségek és gyümölcsök elfogyasztása révén) is a városi lakosok szervezetébe juthatnak (Chaney et al., 1984; Mielke, Reagan, 1998; Farsang, Puskás, 2007; Farsang et al., 2009; Luo et al., 2011). A városi kiskertek és zöldségkertek talajai, melyek a tipikus városi szennyező forrásokon túl művelésükből kifolyólag is szennyeződhetnek nehézfémekkel (fém-tartalmú növényvédő szerek alkalmazása, komposztok-, szerves- és műtrágyák talajba keverése, szennyezett öntözővíz használata stb.) (Csathó, 1994; Alloway, 1995; Kádár, 1995; Chen et al., 1997; Kabata-Pendias, Pendias, 2001; Alloway, 2004), kiemelt figyelmet érdemelnek a rajtuk folyó növénytermesztés miatt. A szennyezett városi kertekben termesztett zöldségek elfogyasztása ugyanis jelentős humán-egészségügyi kockázatot jelenthet, hiszen a nehézfémek mobilizálódva bejuthatnak a növényekbe és ily módon a táplálékláncba (Moir, Thornton, 1989; Sterrett et al., 1996; Finster et al., 2004; Hough et al., 2004; Kachenko, Singh, 2006; Farsang

et al., 2009; Murray et al., 2011; Säumel et al., 2012). A toxikus és potenciálisan toxikus nehézfémek emberi egészségre jelentett kockázatának mértékét viszont csak úgy ítéldhetjük meg, ha ismerjük a kerti talajok módosult fizikai és kémiai tulajdonságait is, melyek a nehézfémek mobilitását, így növények általi felvehetőségét is befolyásolják.

Kutatásunk során ezért célul tűztük ki, hogy komplex képet kapjunk a zömében a technogén belvárosi talajok és a városokat övező természetes talajok közötti átmeneti zónában („városi pufferezónában”) elhelyezkedő kerti talajokról, ezek fizikai és kémiai tulajdonságairól, nagy hangsúlyt helyezve e talajok és növényzetük nehézfémterheltségére és az ebből eredő esetleges káros hatásokra.

2. A vizsgált terület

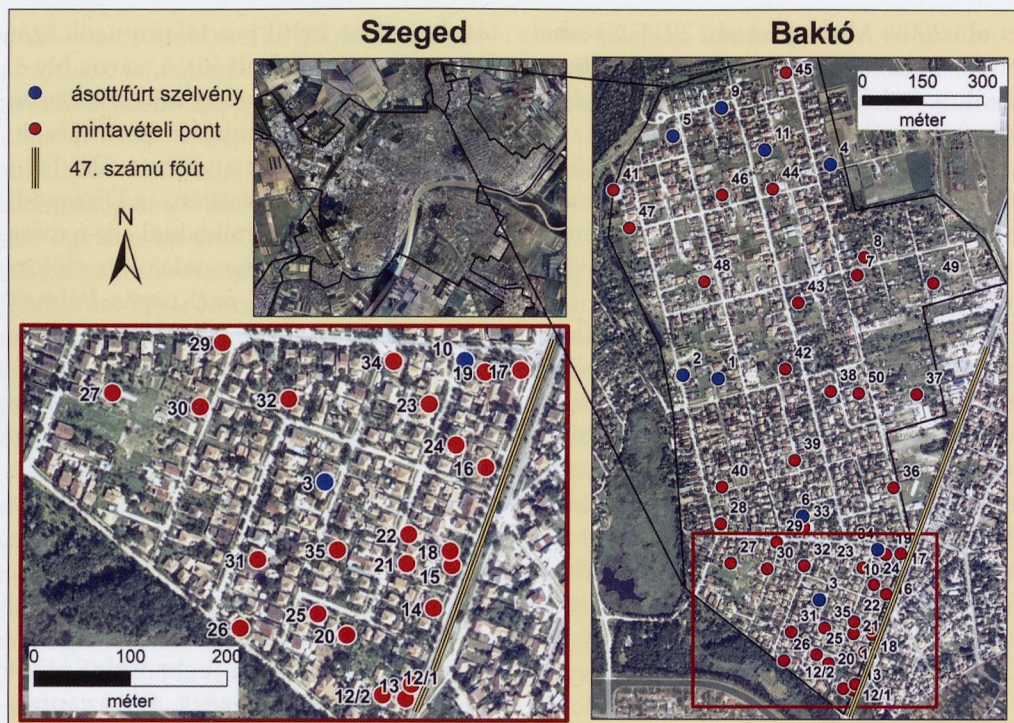
Vizsgálatunk színhelyéül Magyarország harmadik legnépesebb városát, Csongrád megye székhelyét, Szegedet választottuk, melynek közigazgatási területe 281 km², lakosainak száma 170 052 fő (KSH, 2012). Szeged az ország DK-i részén, a Tisza és a Maros folyók találkozásánál, Magyarország legalacsonyabb térszínű területén fekszik, tengerszint feletti magassága 78 és 85 m közötti. A természetföldrajzi szempontból az Alsó-Tisza-vidék déli részéhez, ezen belül is a Dél-Tisza-völgy kistáj területéhez tartozó város klímája meleg és száraz, az évi átlagos hőmérséklet 10,4 és 10,6 °C közötti, az éves átlagos napsütéses órák száma 2020–2040 óra, míg az évi átlagos csapadékmennyiség 520 mm (Dövényi, 2010).

Szeged és környékének természetes talajviszonyára jellemző, hogy az élénk paleogeográfiai múlt következtében kis

távolságokon belül is a talajtípusok számos változata alakult ki. A város Ny-i, ÉNy-i területein típusos és infúziós löszön kialakult mezősegi talajok dominálnak, réti agyagot találunk a városterület ÉK-i határán, a Tisza bal partján, az Újszegedi részen öntéstalajok uralkodnak, de a rossz vízgazdálkodású szikes talajok is előfordulnak a várostól ÉK-re (Korpás, Pálmai, 1955). Ezek a természetes talajtípusok a város területén szinte már sehol nem lelhetők fel, aminek oka kettős: egyrészt, az 1879-es Nagy Árvízét követően a város jelentős területét mesterségesen feltöltötték, másrészt az azóta is zajló, városokra jellemző intenzív antropogén beavatkozások (talajszintek átkeverése, építkezések, talajfelszínnek mesterséges lefedése stb.) átalakították a természetes talajtakarót, így Szeged belvárosában a Technosol (FAO et al., 2006) talajok jellemzőek, míg az antropogén beavatkozás mértéke és így a talajok technogén jellege a külvárosi területek felé haladva fokozatosan csökken (Puskás, Farsang, 2009).

Szegeden a nehézipar köztudottan nem telepedett meg (Blazovich, 2007) és a város ipari létesítményeit főleg a kisebb könnyűipari üzemek (néhány vegyipari és textilipari gyár, élelmiszeripari üzemek) képviselik, így fő nehézfém-szenyyező forrásnak a közlekedés tekinthető. Mivel a nagyvárosokban általában – és így Szegeden is – növénytermesztési funkcióval rendelkező talajok zömében a belvárostól távolabb, a külső városrészekben található, így mintavételi területünk, a Szeged külvárosában található Baktó városrész jól reprezentálja a nehéziparral nem rendelkező, hasonló méretű magyar és európai városok művelés alatt álló kerti talajait.

Baktó a város ÉK-i részén, a 18 679 Ej/nap járműforgalmat bonyolító (SZMJVÖ, 2007), Hódmezővásárhelyre vezető 47-es



1. ábra – A vizsgált terület a mintavételi pontokkal

számú főút közvetlen közelében elhelyezkedő (1. ábra), közel 1 km² nagyságú terület családi házakkal és kertekkel, eredeti talaja réti csernozjom (MÉM FTH, 1987). Az itt található telkeket az 1930-as évek elején kezdték el kiosztani és kezdetben főként gyümölcsösöket telepítettek ide (Blazovich, 2007), majd a terület fokozatosan átalakult kertvárosi lakóövezetté (KSH, 2003), ahol sok családi ház kertjében máig is termelnek konyhakerti zöldségeket, gyümölcsöket. E városrész ideális mintaterületnek tűnt abból a szempontból is, hogy az 1879-es Nagy Árvízvet követő feltöltések, melyek a város körtöltésén belüli részén elhelyezkedő talajokat teljesen átalakították (Puskás, Farsang, 2009), Baktót nem érintették. Így a körtöltésen kívül elhelyezkedő Baktó területén valóban a kertművelés és a lokális

antropogén tevékenységek talajmódosító hatásait tanulmányozhattuk.

3. Vizsgálati módszerek

3.1. Mintavétel

Összesen 50 családi ház 51 kertjéből gyűjtöttünk talajmintákat 2010 folyamán több alkalommal a lakók előzetes engedélyével (1. ábra). A vizsgált kertek hasznosítási típusát tekintve zöldséges kertek (31 db), gyümölcsösök (9 db), és díszkertek (11 db) voltak. Minden vizsgált kertből gyűjtöttünk feltalaj átlagmintát és kontrollmintát is egységes módon a következőképpen: a fedetlen talajfelszínről 6-8 m²-es területről 10-12 részmintát vettünk véletlenszerűen a talaj felső 0–10 cm mélységéből, és a rész-

mintákat jól összekeverve, azokból kb. 1 kg mennyiséget kivéve létrehoztuk a kertet reprezentáló átlagmintát. A kontrollminták pontminták, melyet a területegység közepéről vettünk rozsdamentesített kézi talajfúró segítségével 80–100 cm mélységből. A kertek közül 20 zöldségeskertből összesen 35 növénymintát is begyűjtöttünk a kertekben gyakran termesztett gyökér- és leveles zöldségekből [saláta (*Lactuca sativa* sp., N=8), spenót (*Spinacia oleracea*, N=7), sóska (*Rumex acetosa*, N=3), sárgarépa (*Daucus Carota* sp., N=13), vöröshagyma (*Allium cepa*, N=4)]. A mintavételezés során kérdőívet is kitöltöttünk a lakókkal, mely kérdések a talajhasználat módjára, a kert múltjára, növényvédő szerek és egyéb talajjavító anyagok használatára és az esetleges feltöltésekre irányultak.

3.2. Laborvizsgálati módszerek

A talajminták esetében, a laboratóriumi előkészítést (szárítást, porítást, szitálást) követően, a következő vizsgálatok történtek: A fizikai-féleség meghatározása az Arany-féle kötöttségi szám (K_A) alapján történt (MSZ-08-0205:1978). A kémhatást desztillált vizes és KCl-os talajkivonatban [$\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$, $\text{pH}(\text{KCl})$] határoztuk meg potenciometriás módszerrel, míg a talajminták tömegszázalékban kifejezett szénsavasszéntartalmát ($\text{CaCO}_3\%$) Scheibler-féle kalciméterrel, gázvolumetria alkalmazásával vizsgáltuk (MSZ-08-0206-2:1978). A talajok szervesanyag-tartalmának (SOM%) mérését kolorimetriás módszerrel végeztük tömény savas és kálium-dikromátos oxidációt követően, míg a talaj szerves anyagának minőségét szintén optikai úton, frakcionálás nélkül, Hargitai módszere szerint vizsgáltuk, és a szerves anyag minőségét a humuszstabilitási koefficiens (K) értékkel jellemeztük (MSZ 21470-52:1983). A talajminták vízben oldható összes só-

tartalmát (összes só %) konduktométer alkalmazásával, a telítési talajpaszta vezetőképességének mérésével vizsgáltuk (MSZ-08-0206-2:1978).

Az „összes” fémtartalom meghatározásához a talajmintákat királyvízzel tártuk fel zárt rendszerű mikrohullámú feltáróban (MSZ 21470-50:2006), majd a nehézfémek (Ni, Co, Cr, Cu, Pb, Zn, Cd) és As, valamint referenciaelemként a Ti mérése induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrofotométerrel (ICP-OES) történt.

Néhány kiválasztott talajminta esetében a különböző mobilitású fémfrakciókat is meghatároztuk (ICP-OES) a három lépcsős „módosított BCR” szekvenciális feltárást alkalmazva (Rauret et al., 1999).

A növényminták emberi fogyasztásra szánt részeinek nehézfém-tartalmát szintén ICP optikai emissziós spektrofotométerrel mértük, a minták laboratóriumi előkészítését (mosás, szárítás, porítás), valamint a mikrohullámú, töménysavas (cc. HNO_3) feltárást követően.

3.3. Feldúsulási faktorok és bioakkumulációs index számítása

A vizsgált elemek feltalajban való dúsulásának mértékét feldúsulási faktorok (EF) segítségével becsültük meg. Tanulmányunkban kétféle feldúsulási faktort alkalmaztunk. Az egyik a „feltalajra vonatkozó feldúsulási faktor” (*Top Enrichment Factor*; TEF) (Facchinelli et al., 2001), mely a feltalajban és a kontrollmintában mérhető fémkoncentrációk aránya. Az általunk alkalmazott másik feldúsulási faktor az úgynevezett „talajtani feldúsulási faktor” (*Enrichment Factor Pedologic*; EFP) (Sterckeman et al., 2006), mely a tényleges elemkoncentrációk helyett a vizsgált elem és egy alkalmasan megválasztott referenciaelem (esetünkben a Ti) arányát mutatja a feltalajban az alapközethez képest.

A fenti faktorokat a következő módon számítottuk:

$$TEF = \frac{[E]_{SH}}{[E]_{RH}}; \quad EFP_{Ti} = \frac{[E]_{SH} / [Ti]_{SH}}{[E]_{RH} / [Ti]_{RH}}$$

ahol, „E” a vizsgált elem koncentrációja (mg/kg) a felszíni (SH) szintben (0–10 cm) és a referencia (RH) szintben (80–100 cm) ugyanazon a mintavételi helyen.

Ha a feldúsulási faktorok értéke 1 körüli vagy az alatti, akkor a kérdéses fém nem dúsul a feltalajban, ha értéke egynél nagyobb, akkor a fém feldúsul a feltalajban, aminek egyrészt a talajképződési folyamatok, másrészt antropogén hozzájárulás lehet az oka. A természetes, pedogenetikus feldúsulás általában nem eredményez kétfőnél nagyobb feldúsulási faktor értéket, így ennél nagyobb feldúsulási faktor érték esetén jelentős antropogén hozzájárulás feltételezhető a felszíni szintben (Facchinelli et al., 2001).

A vizsgált fémek mobilitását a talaj-növény rendszerben bioakkumulációs index számolásával és értékelésével becsültük meg. A bioakkumulációs index az adott növény (illetve vizsgált növényi rész) által akkumulált fémmennyiség és a növény termőhelyéül szolgáló talajban mérhető fémtartalom hányadosa, mely a különböző növények fémfelvételi hajlamát és az egyes fémek mobilitásának mértékét is jellemzi (Kabata-Pendias, Pendias, 2001; Tack, 2010). A bioakkumulációs indexet (BAI) a következő módon számoltuk:

$$BAI = \frac{[E]_{Növény}}{[E]_{Talaj}},$$

ahol, E a kérdéses fém koncentrációja (mg/kg) a vizsgált növényben (száraz-

anyagra vonatkoztatva) és a talajban („összes”, királyvíz oldható koncentráció).

3.4. Eredmények kiértékelésének módszerei és statisztikai elemzések

A mérési eredmények feldolgozását és értékelését a Microsoft Office Excel 2003 program, valamint az IBM SPSS Statistics 20 program segítségével végeztük el. A mérési eredmények és számított adatok értékeléséhez többváltozós statisztikai módszereket (korrelációs számítás, főkomponens-elemzés), valamint paraméteres és nem paraméteres statisztikai próbákat (páros mintás t-próba, két mintás t-próba, variancia-analízis, valamint Mann–Whitney U teszt, Kruskal–Wallis próba) alkalmaztunk. A mért vagy számított adatok térbeli eloszlásának vizsgálatához geoinformatikai módszereket használtunk. Az adatok térbeli elemzését és a különböző térképek (nehézfém térképek, feldúsulási faktor térkép) elkészítését az ArcMap 10 programmal végeztük.

4. Eredmények bemutatása és értékelése

4.1. A városi kerti talajok antropogén módosulásának értékelése

Az erősen technogén belvárosi talajok és a város környéki természetes talajok közötti átmeneti zónában („pufferzónában”) elhelyezkedő, növénytermesztési funkcióval rendelkező kerti talajokat vizsgálva először arra kerestük a választ, hogy az urbanizáció és a kertművelés együttes hatása milyen mértékben módosítja e talajok fizikai és kémiai tulajdonságait. A kerti talajokat érő antropogén hatásokról és ezek mértékéről ezért igyekeztünk minél többet megtudni

már a mintavételezéskor a kérdőívek segítségével. A lakókkal kitöltetett kérdőívek eredményei rávilágítottak arra, hogy a Baktóban vizsgált ötven kertet nagyon eltérő fajtájú és mértékű antropogén hatások érték ez idáig, és érik ma is a művelés által. A jelenlegi házi kertek többsége korábban gyümölcsös volt, de egyes részeken található telkeket azelőtt szántóként vagy legelőként hasznosítottak. A vizsgált kertek kora és így művelésük időtartalma nagyon különböző. A legidősebb kerteket már 50 éve művelik, míg a legfiatalabb kert a mintavételezés időpontjában lett kialakítva. A vizsgált kertek átlagos művelési ideje a mintavétel időpontjakor 30 év volt.

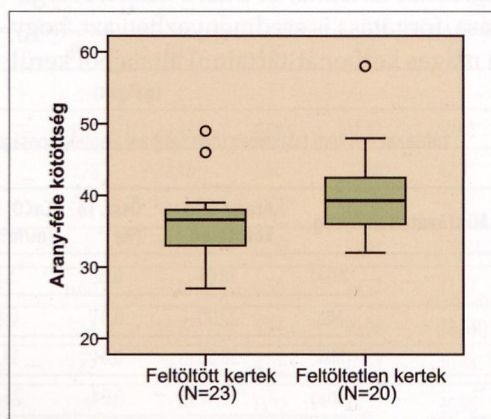
Annak ellenére, hogy a vizsgált terület a körtöltésen kívül helyezkedik el, és így az 1879-es árvíz-katasztrófát követő feltöltési munkálatok e területet nem érintették, a lakók elmondása alapján a vizsgált kertek 45%-ában történt valamilyen mértékű feltöltés vagy talajszerű anyag (főleg homok) bekeverés, mellyel egyrészt az eredeti talaj szerkezetét igyekeztek javítani, másrészt a lokális mélyedéseket feltölteni. Mind a feltöltés mértéke, mind pedig a feltöltő anyag kertenként nagyon heterogén volt, továbbá a feltöltő anyag eredete is legtöbb esetben ismeretlen maradt. A vizsgált kertek 39%-ában nem történt feltöltés, míg a kertek 16%-a esetében a lakók nem rendelkeztek erre vonatkozó információval.

A vizsgált kertekben alkalmazott talajjavító anyagok használata is változatos képet mutat. Míg műtrágyát a vizsgált kertek csupán 35%-ában vesznek igénybe ritkán vagy rendszeresen, addig szerves trágyát már a kertek 67%-ában használnak, de a konyhai, kerti hulladékból származó komposztok talajba keverése is igen gyakori. Komposztot a vizsgált kertek 57%-ában alkalmaznak. A kertekben a növényvédő szerek alkalmazásának aránya még magasabb, a vizsgált kertek 80%-ában ritkán vagy rendszeresen

használnak valamilyen növényvédő szert.

E kerteket érő nagyon változatos mértékű és fajtájú antropogén hatások e talajok egyes fizikai és kémiai tulajdonságaira is eltérő hatást gyakoroltak.

A vizsgált feltalajokban mért Arany-féle kötöttségi szám (min.=27; max.=58) alapján elmondható (1. táblázat), hogy a kerti talajok fizikai félesége nagyon változatos: agyag, agyagos vályog, vályog, homokos vályog, sőt még homok fizikai féleségű feltalajokat is találunk a kertekben. A viszonylag kicsi mintavételi területen a kerti feltalajok fizikai féleségének ilyen nagymértékű változékonyságát az antropogén beavatkozások és a lokális feltöltések eredményezhetik. Ezt igazolja az is, hogy a feltöltött kertekből származó minták Arany-féle kötöttségi száma alacsonyabb (átlag=36,1), mint a feltöltést nem tartalmazó kertekből származó mintáké (átlag=40,1), mely csoportátlagok között az elvégzett független mintás t-próba szignifikáns különbséget ($p < 0,05$) is igazolt. Tehát a feltöltések, ott ahol előfordulnak, az eredeti talaj fizikai féleségét a durvább szemcsefrakciók irányába tolják, azaz csökkentik az Arany-féle kötöttségi számot (2. ábra).



2. ábra – Az Arany-féle kötöttségi szám eloszlása a feltöltött és a feltöltetlen kertek feltalajában (0–10 cm)

A kontrollminták (80–100 cm) átlagosan magasabb Arany-féle kötöttségi számmal bírnak (átlag=40,42), mint a feltalajok, (1. táblázat), ami szintén az előbbi megállapítást erősíti, hiszen a természetes állapotú réti csernozjom talajok Arany-féle kötöttsége a talajszelvény e részében rendszerint valamivel kisebb, mint a feltalajban (Stefanovits, 1999). A kontrollminták fizikai félesége túlnyomórészt vályog és agyagos vályog.

A vizsgált kerti talajok tartalmaznak szén-savas meszet, a feltalajok karbonát-tartalma átlagosan 5,32%. A feltalaj minták 53%-a gyengén meszesnek ($\text{CaCO}_3\%$ =0–5%), míg a minták 47%-a közepesen meszesnek ($\text{CaCO}_3\%$ =5–20%) mondható. A kontrollminták ennél jóval nagyobb mésztartalommal írhatók le (min. = 2,9%; max. = 35,76%), hiszen a löszös alapkőzet sok szénsavas meszet tartalmaz, gyakran mészgöbcs formájában is. A kertek feltalajában mérhető szénsavas mészs származhat egyrészt a meszes alapkőzetből, de a karbonát-értékek széles eloszlása (min.=0,84; max.=13,52) valószínűsíti azt, hogy antropogén forrásból is kerül szénsavas mészs a kerti talajokba. Ez az antropogén forrás lehet a meszezés, vagy egyszerűn csak a feltöltő anyag magas karbonát-tartalma, de a kerti talajok bolygatása, forgatása is eredményezheti azt, hogy a magas karbonát-tartalmú altalajból kerül

szénsavas mészs a felszíni szint közelébe.

A pH a karbonáthoz hasonló tendenciát mutat a vizsgált kerti talajokban, a feltalajok desztillált vizes pH értékei (min.=7,50; max.=8,55) kisebbek a kontrollmintákban mértéknél (min.=8,00; max.=9,24) (1. táblázat). A vizsgált kerti feltalajok, egy kivétellel, a gyengén lúgos (pH=7,2–8,5) kategóriába esnek a desztillált vizes talajkivonat pH-ja alapján, míg a kontroll minták 47%-a gyengén lúgos, 43%-a lúgos (pH=8,5–9,0) és 10%-a pedig erősen lúgos (pH>9,0).

A talaj szerves anyagának (SOM) átlagos mennyisége a vizsgált kerti feltalajokban 2,94%, minimum értéke 1,78%, míg maximális értéke 4,70% (1. táblázat). A szerves anyag mennyisége tehát igen változatos a vizsgált kertekben, szerves anyagban szegény (<2%), közepes szervesanyag-tartalmú (2–4%) és szerves anyagban gazdag (>4%) talajokat is találunk, ami a különböző kertekben eltérően alkalmazott kertművelési praktikák és a feltöltések együttes következménye lehet. A szerves trágyák, komposztok, szervesanyag-tartalmú talajjavítók talajba keverése növeli, míg a szerves anyagban szegény anyaggal (pl. homok) történő feltöltés csökkenti a feltalaj szervesanyag-tartalmát. A feltöltések, valamint az éretlen szerves anyagot tartalmazó talajjavítók alkalmazásának következménye az is, hogy a vizsgált kerti talajokban a nyers,

1. táblázat – A kerti talajokban mért talajtani alaptulajdonságok leíró statisztikája

Mintavételi mélység		Arany-féle kötöttség	Össz. só (%)	CaCO ₃ (m/m%)	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	SOM (%)	Hum. stab. koeff. (K)
0–10 cm (N=51)	Átlag	38,04	0,02	5,32	7,88	7,30	2,94	0,54
	Min.	27,00	0,01	0,84	7,50	6,94	1,78	0,15
	Max.	58,00	0,04	13,52	8,55	7,80	4,70	1,35
80–100 cm (N=51)	Átlag	40,42	0,04	25,53	8,61	7,84	0,67	-
	Min.	32,00	0,02	2,90	8,00	7,35	0,30	-
	Max.	59,00	0,17	35,76	9,24	8,22	2,30	-

gyengén humifikálódott szerves anyagok dominálnak, amit a kerti talajok nagyon kicsi humuszstabilitási koefficiens értékei ($K=0,15-1,35$) mutatnak (1. táblázat).

A kertművelés és az urbanizáció talajokat módosító hatása tehát a legtöbb vizsgált talajtulajdonság esetében tetten érhető, kivétel ez alól a talajok összes oldható sóartalma, hiszen mind a feltalajok, mind pedig a kontrollminták egységesen alacsony sószázalékkal jellemezhetők (1. táblázat).

4.2. Nehézfémek a városi kerti talajokban

4.2.1. Kerti talajok fémterheltsége

A szegedi kiskerti talajok nehézfém-tartalmának vizsgálatával egyik fő célunk az volt, hogy felmérjük, milyen mértékben szennyeződhetnek nehézfémekkel a kerti talajok a városi környezetterhelés és a kertművelés együttes hatására. A kerti talajokban mért nehézfém-koncentrációkat ezért összevetettük a már hatályon kívül helyezett 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-FHVM együttes rendeletben megadott „A” háttér-koncentrációkkal, valamint a hatályos 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes

rendeletben megadott „B” szennyezettségi határértékekkel is, ugyanis Magyarországon a földtani közeg, és így az annak részét képező talajok szennyezettségének környezetvédelmi megítéléséhez e „B” szennyezettségi határértékeket kell figyelembe venni. Az „A” háttér-koncentráció reprezentatív érték, mely egyes anyag természetes vagy ahhoz közeli állapotot jellemző koncentrációja a talajban, míg a „B” szennyezettségi határérték az a kockázatos szennyező-anyag-koncentráció, melyet meghaladva a földtani közeg (és így a talaj) szennyezettnek minősül.

A feltalajban (0–10 cm) mért fémkoncentrációk átlagértékei egyik vizsgált fém esetében sem haladják meg a vonatkozó „B” szennyezettségi határértéket (2. táblázat), de egyes kerteket tekintve már előfordulnak határérték túllépések. A feltalajok (0–10 cm) esetében határértéknél magasabb koncentrációkat három fém, az As, Cd és Cu esetében mértünk. Az As-koncentráció csak egy, a Cd kettő, míg a Cu már hét kertben is meghaladja a „B” értéket. Míg azonban az As csak kis mértékben lépi túl a vonatkozó szennyezettségi

2. táblázat – A szegedi kerti talajokban mért királyvíz oldható („összes”) fémkoncentrációk (mg/kg) leíró statisztikája

Mintavételi mélység		As	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Cu
		(mg/kg)							
0–10 cm (N=51)	Átlag	7,19	80,17	0,55	15,71	22,62	6,09	31,32	59,01
	Medián	6,65	74,00	0,48	13,78	22,48	5,65	30,80	42,93
	Min.	3,06	32,82	0,27	5,11	10,04	2,38	14,08	18,51
	Max.	15,89	198,71	2,86	60,85	35,60	12,26	53,97	579,84
80–100 cm (N=51)	Átlag	8,56	30,61	0,38	6,60	23,92	6,50	29,52	13,87
	Medián	8,28	27,96	0,36	5,72	24,27	5,94	30,06	12,83
	Min.	4,11	16,58	0,26	3,82	19,15	4,03	16,57	10,54
	Max.	16,80	68,00	0,62	22,91	33,02	13,12	44,27	35,96
„A” érték		10	100	0,5	25	25	15	30	30
„B” érték		15	200	1	100	40	30	75	75

határértéket (max.=15,9 mg/kg), addig a Cd egy esetben jelentősen (max.=2,86 mg/kg), a Cu pedig több esetben is jelentős mértékben meghaladja azt. Volt olyan kert, ahol a Cu feltalajbeli koncentrációja 580 mg/kg körülinek adódott, ami a szennyezettségi határérték közel nyolcszorosa.

Azokban a kertekben, amelyekben valamely nehézfém a „B” szennyezettségi határértéket meghaladja, egyértelműen az adott fém antropogén hozzájárulásáról, szennyezésről beszélhetünk, így a kerti talajok antropogén Cu-terheltsége nyilvánvaló. Ugyanakkor a többi vizsgált fém esetében sem zárható ki antropogén hozzájárulás, hiszen az, hogy egy fém koncentrációja nem éri el a szennyezettségi határértéket, még nem jelenti azt, hogy a fém nem is dúsul a talajban. Az antropogén fémterhelés megítéléséhez a fent ismertetett rendeletben megadott „A” háttér-koncentrációk lehetnek irányadóak azzal a fenntartással, hogy az „A” háttérérték a természetes háttér-koncentrációnál alacsonyabb vagy geológiai okok miatt magasabb is lehet (Kádár, 2007). Ennek magyarázata, hogy Magyarország különböző geokémiai régióiban az egyes elemek háttérértéke, pontosabban megfogalmazva háttér-koncentráció tartománya más és más (Fügedi et al., 2012), így a rendeletben megadott „A” háttér-koncentrációk csak korlátozottan alkalmazhatók az antropogén fémterhelés megítéléséhez.

A feltalajok esetében a Co kivételével minden vizsgált fém meghaladja az „A” háttér-koncentráció értékét a minták valahány százalékában, a legnagyobb ez az arány a réz esetében (82%), ezt követi a króm (62%), a kadmium (38%) és a nikkel (26%), míg a cink, arzén és ólom esetében 25% alatt marad. A Co-koncentráció tehát egy kertben sem éri el az „A” háttérértéket, így valószínűsíthetően ez a fém egyáltalán nem dúsul antropogén forrásból a városi

kerti talajokban. Azon fémek esetében viszont, melyek nagy arányban haladják meg az „A” háttérértéket a felszíni szintben, jelentős antropogén hozzájárulás feltételezhető. Ilyen fém a Cu (82%) és a Cr (62%). E fémek közül a Cu-koncentrációk számos kert esetében még a szennyezettségi határértéket is meghaladják, így e kerti talajokban a megemelkedett Cu-koncentrációkért valószínűsíthetően tényleg valamilyen antropogén hozzájárulás lehet a felelős. A Cu mellett a Cr esetében is nagy arányban mértünk az „A” háttérértéket meghaladó koncentrációkat, és így e fém antropogén dúsulását is feltételezhetnénk a kerti talajokban, azonban a Cr-koncentrációk – a rézzel ellentétben – a kontrollmintákban (80–100 cm) is átlagosan az „A” háttérérték körülinek adódtak (2. táblázat). Így a viszonylag magas Cr-koncentrációk e kerti talajok esetében inkább származhatnak az alapkőzetből, mintsem antropogén forrásból, ami jól mutatja azt, hogy az „A” háttérérték csak korlátozottan alkalmazható az antropogén terhelés megítéléséhez.

Az általunk mért nehézfém-koncentrációkat összehasonlítottuk a korábban Puskás (2008) által Szeged városi talajokban mért nehézfém-koncentrációkkal is azért, hogy pontosabb képet kaphassunk e külvárosi, művelés alatt álló kerti talajok fémterheltségének mértékéről. Puskás (2008) 2005 és 2006 folyamán gyűjtött feltalaj (0–10 cm) átlagmintákat 16 Szeged belterületén mélyített Technosol (FAO et al., 2006) talajszelvény mellől, mely minták nem művelt területekről, közlekedés által erősen érintett helyekről (pl. belvárosi forgalmas utak mellől, járdák melletti zöld területekről, buszmegálló melletti területről stb.) származtak. A Szeged belterületi, erősen antropogén hatás alatt álló Technosol talajok Pb, Zn, Cr és Ni koncentrációja is szignifikánsan nagyobb ($p < 0,01$) a külvárosi kertekben mérhetőnél az elvégzett Mann–Whitney U

próba alapján, a legnagyobb különbség a koncentráció átlagok között az Pb és a Zn esetében figyelhető meg (3. táblázat). A szegedi Technosol talajokban átlagosan közel háromszor akkora Pb és több mint kétszer akkora Zn-koncentrációk mérhetők, mint a külvárosi kerti talajokban, mely jelentős fémtöbblet a városi légköri ülepedésből származhat. A Cd, Co és Cu koncentrációk átlagértékei azonban a külvárosi kertekben adódtak nagyobbak (3. táblázat), igaz statisztikai különbség ($p < 0,05$) a koncentrációk között csak a Cd és Co esetében volt igazolható. Ez alapján a külvárosi kerti talajok Pb, Zn, Cr és Ni terheltsége mérsékeltebb, mint az antropogén hatásoknak erősen kitett városi talajoké, ugyanakkor a művelés alatt álló kerti talajok Cd, Co és Cu tartal-

valamint az As esetében és csupán néhány kertben (9 kert) alakultak ki, így a vizsgált kertek mindösszesen 18%-a tekinthető szennyezettnek. Míg azonban az As és a Cd csak egy-egy kertben, valamint csak kismértékben lépi túl a vonatkozó szennyezettségi határértéket, addig a Cu több esetben és jelentős mértékben meghaladja azt, van olyan kert, ahol a Cu koncentrációja a határérték közel nyolcszorosát is eléri. E mellett a Cu csaknem minden kertet érintő antropogén dúsulásáról tanúskodnak a feltalajokban mért emelkedett, „A” háttérértéket meghaladó rézkoncentrációk is. Ugyanakkor kizárólag csak az „A” háttérértékre támaszkodva nem vonhatók le egyértelmű következtetések az antropogén terhelést illetően.

3. táblázat – Szeged városi feltalajok (0–10 cm) királyvíz oldható („összes”) nehézfém tartalma (mg/kg)

Szegedi talajok nehézfém tartalma (mg/kg)	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Cu	
Szeged külvárosi, kerti talajok (N=51)	Átlag	80	0,6	16	23	6	31	59
	Min.	33	0,3	5	10	2	14	19
	Max.	199	2,9	61	36	12	54	580
Szeged belterületi, Technosol talajok (N=16) (Puskás, 2008 alapján)	Átlag	191	0,4	47	32	4	53	43
	Min.	100	0,3	23	17	0,2	41	26
	Max.	228	0,6	136	44	9	69	88

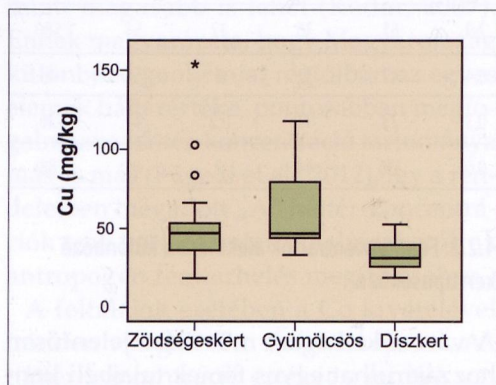
mában nem mutatkozik mérséklődés, ami e fémek városi légköri ülepedésen kívüli egyéb forrására utal.

Összességében elmondható, hogy a Szeged külvárosában elhelyezkedő kerti talajok nehézfémterheltsége a Szeged belterületi, antropogén talajokkal összevetve mérsékelt a legtöbb fém esetében (Pb, Zn, Cr, Ni), ugyanakkor vannak fémek (Cd, Co, Cu), melyek átlagos koncentrációja a művelés alatt álló kerti talajokban nagyobb. A szennyezettségi határértéket meghaladó koncentrációk is csak e fémek (Cd, Cu),

4.2.2. Fémkoncentrációk alakulása a különböző kerttípusokban

A városi kiskertek művelése jelentősen hozzájárulhat egyes fémek talajbeli koncentrációjának növekedéséhez, így a kertművelés fémkoncentrációkra kifejtett hatását is igyekeztük vizsgálni oly módon, hogy a – művelés szempontjából homogénebbnek tekinthető – kerttípusokban (zöldegyes, gyümölcsös, díszkert) mérhető fémkoncentrációkat összehasonlítottuk egymással egy szempontos varianciaelem-

zést (ANOVA) alkalmazva. A vizsgálat azt az eredményt adta, hogy a kert típusának – a legtöbb fém esetében – nincs hatása a fémkoncentrációk alakulására, azaz a vizsgált fémek többségéből statisztikailag azonos koncentrációkat mérhetünk a zöldségesekben, gyümölcsösökben és díszkertekben is. Azonban egy fém, a Cu esetében statisztikailag igazolható különbség ($p < 0,05$) van a koncentrációkban aszerint, hogy milyen a kert hasznosítási típusa. A gyümölcsösökben és zöldségesekben mért rézkoncentrációk szignifikánsan magasabbak (legkisebb szignifikáns különbség post-hoc próba alapján) a díszkertben mért rézkoncentrációnál ($p < 0,05$), míg a gyümölcsösökben és zöldségesekben mérhető rézkoncentrációk között nincs szignifikáns különbség ($p > 0,05$) (3. ábra). Ez a megállapítás egyértelműen azt erősíti, hogy a kerti talajok rézkoncentrációinak kialakulásában a természetes folyamatok mellett az antropogén hozzájárulás, feltehetően a réztartalmú növényvédő szerek alkalmazása is jelentős szerepet játszik.



3. ábra – A réz koncentrációinak alakulása a különböző kert-típusok feltalajában (0–10 cm)

4.2.3. A gépjármű-közlekedés fémterhelő hatása a kerti talajokra

Az általunk vizsgált kertek esetében a közlekedés is jelentősen hozzájárulhat

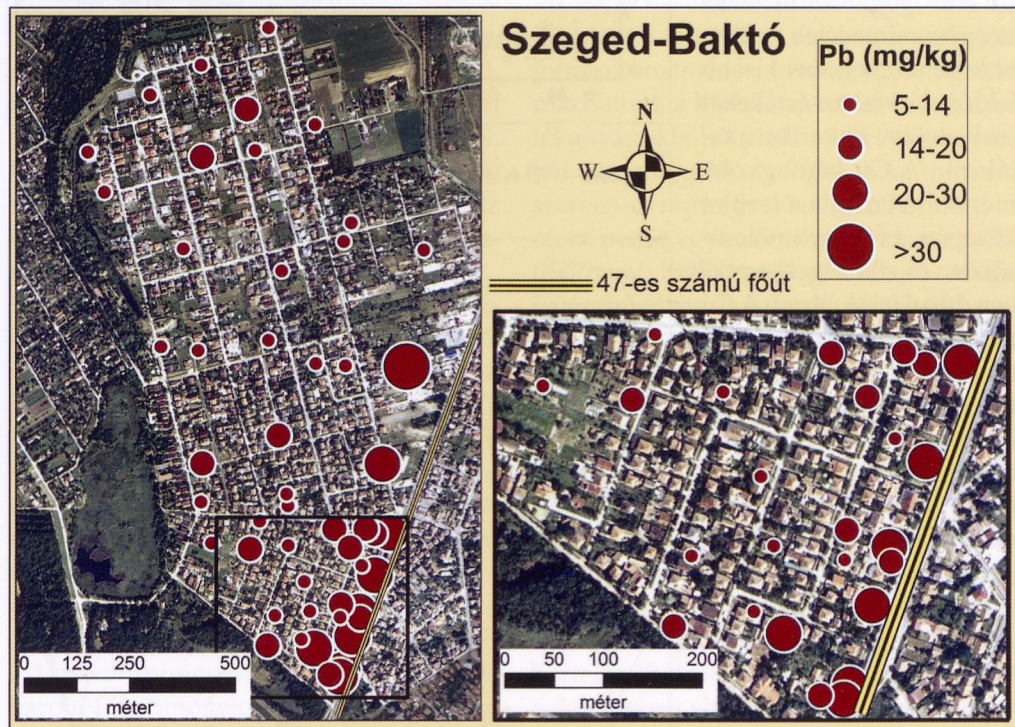
e talajok fémkoncentrációjának alakulásához a légköri ülepedés által, hiszen a városokban a gépjármű-közlekedés a mai napig is az egyik legjelentősebb fémkibocsátó forrásnak tekinthető. Ezért a mintavételi terület mellett közvetlenül elhaladó, nagy forgalmat bonyolító út fémszennyező hatását is vizsgáltuk egyrészt a fémkoncentrációk térbeli alakulásának elemzésével, másrészt független mintás t-próba alkalmazásával. A független mintás t-próba elvégzéséhez a vizsgált kerteket két csoportba soroltuk aszerint, hogy milyen messze helyezkednek el a 47-es számú úttól, és az így létrejött két független minta átlagait hasonlítottuk össze. Az út mellett közvetlenül összesen hét kert található (47-es úttól való távolság < 10 m), míg a többi kert 10 m-nél távolabb helyezkedik el az úttól. Ennek a csoportosításnak azért van jelentősége, mert a közlekedés eredetű nehézfémek legnagyobb mennyisége az utak közvetlen közelében ülepszik ki, és a fémkoncentrációk a feltalajban exponenciálisan csökkennek az úttól távolodva (Szegedi, 1999; Naszradi, 2007).

A réz kivételével minden vizsgált fém magasabb átlag-koncentrációval írható le a közvetlenül az út melletti kertekben vett mintákban, mint az úttól távolabb eső kertekben, ugyanakkor az elvégzett t-próba szignifikáns különbséget ($p < 0,05$) a koncentráció-átlagok között csak az ólom esetében igazolt. Az út melletti kertekben ($Pb_{\text{átlag}} = 23$ mg/kg) átlagosan közel 10 mg/kg-mal magasabb ólomkoncentrációkat mérhetünk, mint az úttól távolabb eső kertekben ($Pb_{\text{átlag}} = 13$ mg/kg), ami jelentős különbségnek tekinthető.

A 47-es számú főúton zajló gépjármű-forgalom ólomszennyező hatását igazolja e fém koncentrációinak térbeli alakulása is, hiszen a területről készült térképen is jól látszik az, hogy az úthoz legközelebb

eső kertekben vannak a legnagyobb ólomkoncentrációk, míg az úttól távolodva fokozatosan csökken az ólom koncentrációja (4. ábra). A többi fém esetében ugyanakkor nem figyelhető meg ilyen kifejezett kapcsolat az út közelsége és a fémkoncentrációk térbeli változása között.

sulási faktor (TEF, EFP) teljesen megegyező eredményt adott (5. ábra), egyik fém esetében sincs statisztikailag (páros mintás t-próba alapján) szignifikáns ($p > 0,05$) különbség a számított TEF és EFP értékek, mint párok között. A két módon számolt feldúsulási faktor tehát azonos eredményt



4. ábra – A mintavételi terület ólomkoncentráció-térképe

4.2.4. Nehézfémek feltalajbeli dúsulása a feldúsulási faktorok alapján

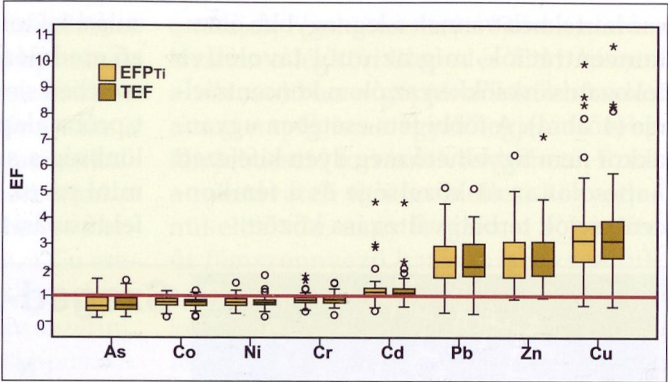
A vizsgált fémek eredetének (antropogén, geogén) eldöntéséhez a feldúsulási faktorok számítása jelenthet megoldást (Szolnoki et al., 2011; Szolnoki et al., 2012; Szolnoki et al., 2013). Tanulmányunkban a feldúsulási faktorok meghatározásának kétféle módozatát alkalmaztuk a feltalajban dúsuló fémek vizsgálatához (lásd 3.3. fejezet). E kétféle módon számított feldú-

ad, így mindkettő egyaránt használható a fémek feltalajban való dúsulásának vizsgálatához.

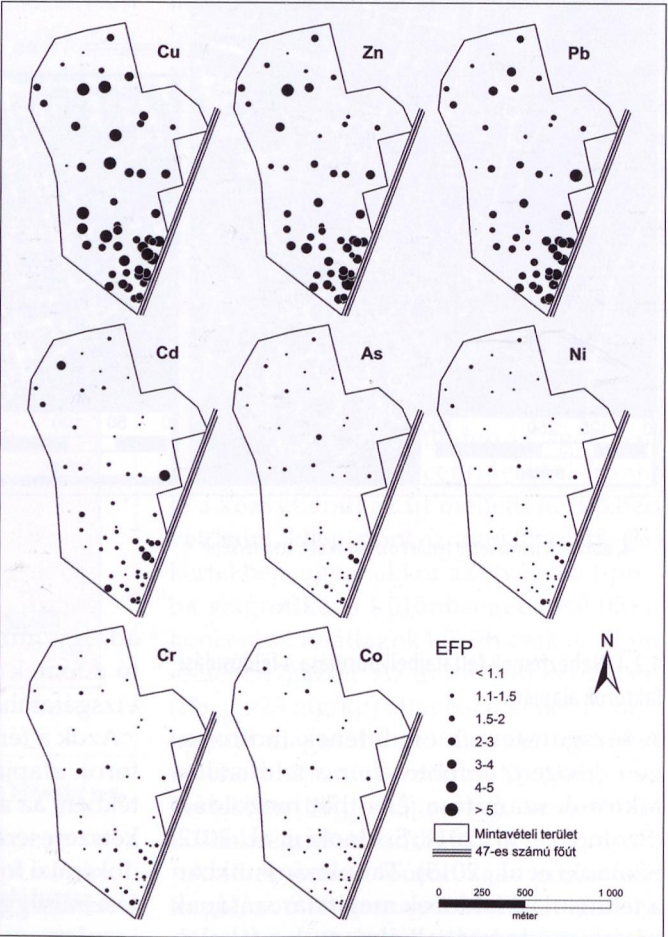
Azok a fémek, melyek a feldúsulási faktorok alapján a feltalajban jelentős mértékben, az alapkőzethez képest több mint kétszeresére dúsulnak, a természetes pedokémiai folyamatok mellett már nagy valószínűséggel antropogén hozzájárulásból is származnak.

A feldúsulási faktorok alapján legnagyobb mértékben a Cu dúsul a kerti talajok

felszíni szintjében (5. ábra). A Cu átlagos feldúsulása a referenciaszinthez képest közel négyszeres (EF~4,2), így e fém esetében az antropogén hozzájárulás jelentős mértékűnek tekinthető. A Cu antropogén feldúsulása az egész mintavételi területre kiterjed, kettőnél kisebb feldúsulási faktor értékeket csak elvétve (5 kertben) találunk. A Cu legnagyobb mértékben mégis a terület közepén, a régi gyümölcsösökben és zöldségeskertekben dúsul fel (6. ábra). A Cu mellett a Zn és Pb is jelentős mértékben feldúsul a kerti talajok felszíni szintjében, a Zn átlagosan 2,7-szeresére, míg az Pb átlagosan 2,5-szeresére, mely szintén jelentős antropogén hozzájárulást jelez (5. ábra). A Zn és Pb antropogén feldúsulása, egy-két kivételtől eltekintve, kiterjed az egész vizsgált területre, és az út melletti mintákban is jelentős mértékű, a kétszeres feldúsulást bőven meghaladó (6. ábra). A Cd csak kismértékben dúsul a kerti talajok felszíni szintjében, átlagosan 1,5-szeresére, de a kadmium esetében is vannak 2-t jóval meghaladó, így antropogén hozzájárulást jelző feldúsulási faktor értékek, igaz a Cd antropogén dúsulása inkább csak egy-egy pontforrás közelében jelentős (6. ábra). A vizsgált területen a Ni, Cr és Co nem dúsul-



5. ábra – A TEF és EF_{PTi} értékek eloszlása



6. ábra – A titán referenciaelemmel számolt feldúsulási faktorok (EF_{PTi}) térbeli eloszlása a mintaterületen

nak a felszíni szintben, feldúsulási faktoraik 1 körül alakulnak, és egy esetben sem lépik túl a kétszeres feldúsulást, így ezek a fémek a kerti talajokban geogén eredetűnek tekinthetők.

4.2.5. A vizsgált elemek közötti kapcsolat feltárása többváltozós statisztikai módszerrel

Korreláció-analízist követően feltáró jellegű faktorelemzést, ezen belül is főkomponens-analízist (PCA) végeztünk a feltalaj mintás adatbázison (0–10 cm) azon célból, hogy a nyolc vizsgált fém, mint változók közötti kapcsolatrendszer feltárjuk, és az összetartozó eredeti változókat főkomponensekbe soroljuk.

A főkomponensek számának kiválasztásakor a sajátértékek nagyságát, valamint a magyarázott összes varianciahányadokat is figyelembe vettük, így végül három főkomponenst választottunk, mely az összes variancia több mint 75%-át magyarázza. A főkomponens-súly mátrix egyszerűbb értelmezhetősége érdekében a faktorokat elforgattuk a tengelyük mentén a derékszögű, varimax rotációs technikát alkalmazva (4. táblázat).

A főkomponens-analízis során tehát három főkomponenst sikerült elkülönítenünk, melyek jól leírják a kerti talajokban eltérő módon viselkedő fémeket, és ered-

ményei megerősítik a feldúsulási faktorok alapján kapott eredményeinket (Szolnoki et al., 2013).

Az első főkomponens (PC1) azokkal a fémekkel mutat szoros kapcsolatot, amelyek feldúsulási faktoruk alapján a feltalajban jelentős mértékben feldúsulnak, ezek az Pb, Zn és Cd elemek (4. táblázat). Ezek feldúsulása a feltalajban részben antropogén források eredménye. E fémek egyaránt származhatnak a kertekben alkalmazott adalékanyagokból: a cink a szerves trágyákból (Wuzhong et al., 2004), a kadmium a szerves- és műtrágyákból (Csathó, 1994) az ólom pedig egyes növényvédő szerekből (Alloway, 1995) kerülhet a talajba. Mégis valószínűbb az, hogy ezen fémek fő forrása e kertek esetében a közlekedés. Az ólom ugyanis magasabb koncentrációkkal írható le a közvetlenül az út mellett vett mintákban, ami megerősíti az ólom közlekedési eredetét, ugyanakkor a feldúsulási faktorok alapján az ólom dúsulása nem korlátozódik csak az út melletti kertekre (6. ábra). A Zn többlet jelentős része szintén származhat a közlekedésből, amit az Pb és a Zn között fennálló szignifikáns ($p < 0,01$), viszonylag erős pozitív korrelációból ($r = 0,691$) feltételezhetünk. Ez összhangban van több kutató eredményével is (Manta et al., 2002; Bretzel, Calderisi, 2006), akik a városi talajokban (főleg út menti talajokban) szintén erős korrelációs kapcsolatot találtak az Pb és Zn között, mely arra utal, hogy e két fém közös antropogén forrása a közlekedés. A mi mintavételi területünk esetében azonban a többlet Zn forrása nagyon komplex lehet: a közlekedésen és a légköri ülepedésen túl a kertekben alkalmazott talajjavító anyagok és a szerves trágyák is hozzájárulhattak a Zn feldúsulásához. A Cd csak kis mértékben dúsul a feltalajban, antropogén feldúsulása egy-egy pontforrás közelében jellemző.

A második főkomponensbe (PC2) a Ni, Co, Cr, és As elemek tartoznak (4. táblázat),

4. táblázat – A rotált főkomponens-súly mátrix

Elem	Rotált komponens mátrix		
	PC1	PC2	PC3
Pb	0,874	0,216	0,120
Zn	0,838	0,086	0,187
Cd	0,638	0,406	–0,022
Ni	0,289	0,896	0,055
Co	0,034	0,736	0,287
Cr	0,499	0,698	–0,016
As	0,483	0,501	0,451
Cu	0,116	0,125	0,945

melyek a kerti talajokban nem dúsulnak, átlagos feldúsulási faktoruk 1 körül alakul. E fémek esetében, egyes esetektől eltekintve, antropogén hozzájárulás kizárható, koncentrációjukat a feltalajban a litogén háttér kontrollálja, így PC2 elemeit nevezhetnénk „geogén eredetű fémeknek” is.

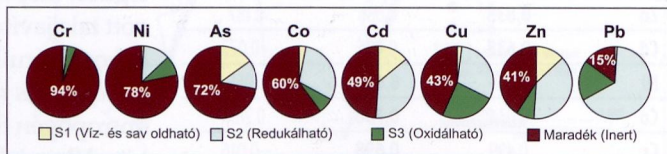
A harmadik főkomponenst (PC3) a Cu egyedül alkotja (4. táblázat), mely fém a legnagyobb feldúsulási faktor értékekkel rendelkezik a kerti talajokban, koncentrációja a szennyezettségi határértéket is számos esetben meghaladja, így a réz koncentrációjának alakulásában az antropogén hozzájárulás jelentős. E fém a feltalaj (0–10 cm) mintákban egyik másik fémmel sem korrelál, így a Cu többlet forrása teljesen eltérő a többi feldúsuló fém feltételezhető forrásától. Bár az azbesztmentes fékbetétek alkalmazásának következtében a közlekedés Cu emissziója az utóbbi években jelentős mértékben növekedett (Hjortenkrans et al., 2006; Salma, Maenhaut, 2006), e kerti talajokban a Cu többlet fő forrása mégsem a közlekedés lehet, hiszen a Cu feldúsulási faktor értékei nem magasabbak az út mellett, sőt, a réz az úttól távolabb, a terület belsejében dúsul leginkább (6. ábra). A Cu lehetséges antropogén forrása inkább a fémtartalmú növényvédő szerek használata lehet, hiszen egyes peszticidek nagy mennyiségben tartalmaznak rézet, melyek hosszú távú használata e fém koncentrációjának emelkedését eredményezheti a talajokban (Chen et al., 1997). Ezt erősíti az a megállapítás is, hogy a zöldségekben és gyümölcsökben, ahol e növényvédő szerek használata valószínűsíthetően gyakoribb, magasabb rézkoncentrációkat mértünk, mint a díszkertekben, ugyanakkor az út melletti kertek átlagos rézkoncentrációja nem adódott magasabbnak az úttól

távolabb eső kertek átlagos rézkoncentrációjánál sem. Így ha a réz a közlekedés kapcsán dúsul is bizonyos mértékig e kerti talajokban, a fő antropogén forrásból, a növényvédő szerek alkalmazásából eredő fémdúsulás, felülírja azt.

4.3. Nehézfémek potenciális mobilitása a kerti talajokban

A nehézfémekkel terhelt talajok környezetre, vagy emberi egészségre jelentett kockázatának mértéke a fémek mobilitásának és biológiai hozzáférhetőségének a függvénye, hiszen az adott fém csak akkor tud bármilyen káros hatást kifejteni, ha közvetlen módon bejut az emberi szervezetbe, vagy ha mobilizálódva eljut a vízrendszerekbe, illetve a növényi felvétel révén bejut a táplálékláncba. Ezért a kerti talajok „összes” fémtartalmának vizsgálata mellett 6 zöldségeskert esetében a talajok könnyen mobilizálható (S1: víz és sav oldható) és potenciálisan mobilizálható (S2: redukálható; S3: oxidálható) fémfrakcióit is meghatároztuk a három lépcsős módosított BCR szekvenciális feltárást alkalmazva.

A vizsgált elemek potenciális mobilitási sora a kerti talajokban a 7. ábrán látható. A potenciálisan legmobilabb fémek – a három mobilizálható frakció összege alapján (S1+S2+S3) – az Pb, Zn és a Cu, hiszen az Pb átlagosan 85%-a, a Zn átlagosan 59%-a, míg az összes réztartalom átlagosan 57%-a a könnyen és potenciálisan mobilizálható frakciókban (főképp a redukálható frakcióban) fordul elő. Ezen eredmények össze-



7. ábra – A vizsgált elemek potenciális mobilitási sora a kerti talajokban (a potenciális mobilizálhatóság mértéke balról jobbra nő)

csengenek más kutatók eredményeivel is, miszerint e fémek a városi talajokban és a városi porokban megnövekedett mobilitással jellemezhetők (Harrison et al., 1981; Wang et al., 1998; Lu et al., 2003; Kartal et al., 2006), köszönhetően antropogén eredetüknek. A szennyezett városi talajokban ugyanis e fémek összes koncentrációjának általában csak kis százaléka található a maradék frakcióban, míg a szennyezetlen (vidéki) talajokra ez egyáltalán nem jellemző (Lu et al., 2003).

A Cu esetében a redukálható frakció (S2) mellett az oxidálható frakció (S3) aránya is jelentős (7. ábra), a kerti talajokban az összes réztartalom átlagosan 24%-a az oxidálható frakcióban, a szerves anyagokhoz és szulfidokhoz kötötten fordul elő. Ez megegyezik több kutató eredményével (Wang et al., 1998; Morillo et al., 2004), akik szintén úgy találták, hogy a talaj összes réztartalmának jelentős hányada az oxidálható frakcióban fordul elő, feltehetően a nagy stabilitású szerves Cu komplexeknek köszönhetően.

A kerti talajokban a vizsgált elemek közül az As, Cd és Zn jellemezhetők a legnagyobb biológiai hozzáférhetőséggel, hiszen a legkönnyebben mobilizálható, növények számára is könnyen elérhető frakció (S1) aránya ezen elemek esetében a legnagyobb (7. ábra).

Összességében elmondható, hogy az általunk a kerti talajokban geogén eredetűnek talált fémek (Ni, Co, Cr, As) potenciális mobilitása csekély mértékű, ezen elemek „összes” mennyiségének legnagyobb hányada ugyanis a maradék (inert) frakcióban, az ásványok rácsában fordul elő, ami megerősíti e fémek geogén eredetét. Az általunk antropogén eredetűnek talált fémek (Cu, Zn, Pb és Cd) viszont megnövekedett potenciális mobilitással jellemezhetők, hiszen e fémek esetében a mobilizálható és potenciálisan mobilizálható frakciók ke-

rülnek túlsúlyba az „összes” fémtartalmon belül. Szerencsére a könnyen mobilizálható, növények számára is könnyen felvehető frakció (S1) aránya még e fémek esetében sem haladja meg az „összes” fémtartalom átlagosan 15%-át, ami e kerti talajok jó nehézfém-pufferoló képességének nagymértékben köszönhető.

4.4. A kerti talajokban termesztett zöldségek nehézfém-tartalma és a fémek mobilitása a talaj-növény rendszerben

A városi kerti talajok „összes” és mobilizálható nehézfém-tartalmának vizsgálata mellett fontosnak tartottuk a kertekben termesztett zöldségek fémtartalmának elemzését is, mivel a növények tényleges nehézfém-felvételét – sok egyéb mellett – növény-specifikus tényezők is nagyban befolyásolják, így a kerti talajok fémterheltségéből eredő esetleges kockázat mértéke nem becsülhető meg a zöldségek fémtartalmának ismerete nélkül.

Az összes zöldségfélélt együttesen tekintve a legnagyobb koncentrációkat a Zn (11–302 mg/kg) esetében mértük, ezt követte a Cu (6–22 mg/kg) és a Ni (0,5–34 mg/kg), míg a többi fém esetében az átlag koncentrációk 1 mg/kg alatt alakultak (5. táblázat). Az elvégzett nem paraméteres Kruskal-Wallis próba alapján a vizsgált zöldségfélékben (saláta, sóska, spenót, vöröshagyma, sárgarépa) mért fémkoncentrációk között azonban jelentős különbségek adódnak néhány fémet tekintve. Az As, Zn, Cd és Ni koncentrációk szignifikánsan ($p < 0,05$) különböznek a zöldségfélék között, míg az Pb, Co, Cr és Cu esetében nincs szignifikáns különbség ($p > 0,05$) a különböző zöldségfélékben mért koncentrációkat tekintve.

A mért fémkoncentrációkat összehasonlítottuk a levél- és gyökérzöldségek csoportjai között is a nem paraméteres Mann-Whitney U tesztet alkalmazva. A próba

5. táblázat – A szegedi kerti talajokban gyakran termesztett zöldségek fémtartalma (mg/kg szárazanyag)

Zöldségek fémtartalma (mg/kg)		As	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Cu
Levélzöldség (saláta, sóska, spenót) N=18	Átlag	0,55	60,92	0,23	0,22	1,42	0,08	0,63	11,41
	Min.	<0,25	16,32	0,03	<0,14	0,47	<0,025	0,17	8,34
	Max.	1,02	302,07	0,76	0,61	3,88	0,27	1,53	22,38
Gyökérzöldség (vöröshagyma, sárgarépa) N=17	Átlag	0,25	23,51	0,09	0,14	4,97	0,06	1,30	9,99
	Min.	<0,25	10,77	0,02	<0,14	0,53	<0,025	0,20	5,58
	Max.	0,83	34,51	0,18	0,37	33,71	0,15	7,36	16,04
Összesen N=35	Átlag	0,40	42,75	0,17	0,18	3,15	0,07	0,96	10,72
	Min.	<0,25	10,77	0,02	<0,14	0,47	<0,025	0,17	5,58
	Max.	1,02	302,07	0,76	0,61	33,71	0,27	7,36	22,38

statisztika eredménye alapján a levélzöldségek (saláta, sóska, spenót) As, Zn és Cd koncentrációja is szignifikánsan ($p \leq 0,001$) nagyobb, mint a gyökérzöldségekben (sárgarépa, vöröshagyma) mért koncentrációk (5. táblázat), ami azt jelenti, hogy a levélzöldségek e fémekből jelentősen nagyobb mennyiséget képesek felvenni.

A vizsgált zöldségek esetleges szennyezettségének megítéléséhez az Európai Bizottság 1881/2006/EK Rendelete szolgálhat iránymutatóul, mely az élelmiszerekben előforduló egyes szennyezőanyagok maximális megengedhető koncentrációit tartalmazza. A rendelet az általunk vizsgált nehézfémek közül az Pb és a Cd határértékeit közli (nedves tömegre vonatkoztatva) külön a leveles zöldségekre és a többi (nem leveles) zöldségekre (EK, 2006). Az

általunk vizsgált gyökér- és levélzöldségek Pb és Cd koncentrációja (a minták nedvességtartalma alapján nedves tömegre átszámítva) minden mintában e határértékek alatt maradtak, következésképpen a kerti talajokban termesztett zöldségek egyike sem akkumulált toxikus Pb vagy Cd koncentrációkat, így e zöldségek szennyezetlennek tekinthetők, emberi fogyasztásra alkalmasak.

A vizsgált kerti feltalajok királyvíz oldható fémtartalma és az azokon termett zöldségek fémkoncentrációi között nem mutatható ki (a cinket kivéve) korrelációs kapcsolat (6. táblázat), ami jól jelzi azt, hogy a növények által felvett nehézfém mennyisége nem a talajok „összes” nehézfém-tartalmától, hanem a növény-specifikus tényezők mellett a talaj könnyen mobilizálható fém-

6. táblázat – Az egyes fémekre számolt bioakkumulációs indexek (BAI) leíró statisztikája, valamint a Spearman-féle korrelációs együtthatók (ρ) a talajok és a növények fémtartalma között (* a korreláció szignifikáns 5%-os szignifikancia-szinten)

N=35		As	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Cu
	Átlag	0,06	0,51	0,35	0,01	0,12	0,01	0,03	0,20
BAI (–)	Min.	0,01	0,16	0,05	0,00	0,02	0,00	0,01	0,03
	Max.	0,16	2,78	1,57	0,04	1,31	0,03	0,26	0,46
Spearman-féle ρ		-0,062	0,411*	-0,057	0,108	0,076	0,015	0,224	0,184

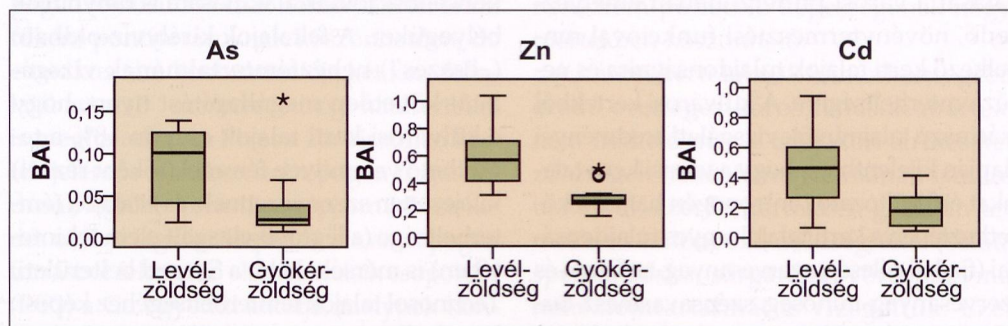
tartalmától és a talaj nehézfém-pufferoló képességétől függ. Eppen ezért a vizsgált fémek mobilitását a talaj–növény rendszerben a bioakkumulációs index segítségével vizsgáltuk (Szolnoki, Farsang, 2013), mely index a különböző növények fémfelvételi hajlamát és az egyes fémek mobilitásának mértékét egyszerre jellemzi.

A zöldségeket együttesen tekintve a legnagyobb BAI-értékeket a Zn esetében kaptuk ($BAI_{Zn}=0,16\text{--}2,78$), ezt követte a Cd ($BAI_{Cd}=0,05\text{--}1,57$), míg a többi fém átlagos BAI-értéke 0,2 alatt alakult. Számottevő BAI-értékeket kaptunk még a Cu esetében is ($BAI_{Cu}=0,03\text{--}0,46$), míg az Pb és Co esetében kalkulált BAI-értékek nagyon kicsinek adódtak, a maximális BAI-értékek is 0,05 alatt maradtak (6. táblázat). A fémek mobilitási sora (az átlagos BAI-értékek alapján) az általunk vizsgált talaj–növény rendszerben tehát a következő: $Zn > Cd > Cu > Ni > As > Cr > Pb \approx Co$. A legnagyobb mobilitással a Zn jellemezhető, hiszen a kerti talajokban termett zöldségek e fémet voltak képesek legnagyobb mértékben felvenni a talaj „összes” fémtartalmához képest. A második legmobilabb fém a Cd, annak ellenére, hogy ezen elem – a cinkkel ellentétben – nem szükséges a növények fejlődéséhez, azaz nem esszenciális. Ezen eredmények nagyjából összhangban vannak a szekvenciális feltárás eredményé-

vel is, miszerint az As mellett a Zn és a Cd azok az elemek, melyek talajbeli „összes” mennyiségének jelentős hányada a könnyen mobilizálható, növények számára is felvehető formában van jelen. Mindemellett más kutatók is úgy találták, hogy a Zn és a Cd a többi nehézfémhez képest nagyobb bioakkumulációs „hajlandósággal” jellemezhető, azaz mobilabb a talaj–növény rendszerben (Peris et al., 2007; Sipter et al., 2008; Szabó, Czeller, 2009).

A kalkulált bioakkumulációs indexek összehasonlítására elvégzett nem paraméteres Mann–Whitney U teszt is igazolta azt, hogy a levélzöldségek (saláta, sóska, spenót) szignifikánsan ($p \leq 0,01$) több arzént, cinket és kadmiumot akkumulálnak, mint a gyökérzöldségek (vöröshagyma, sárgarépa) (8. ábra). A többi fém BAI-értékei viszont nem különböznek szignifikáns mértékben ($p > 0,05$) a levél- és gyökérzöldségek csoportjai között.

Összességében elmondható, hogy az általunk vizsgált kerti zöldségekben mérhető fémkoncentrációk nagyságrendje általában megegyezik más nagyvárosok különböző talajaiban termett zöldségekével, ám a szegedi kerti talajokban termett zöldségek ólomkoncentrációja jóval kisebb ezeknél (Finster et al., 2004; Murray et al., 2011; Säumel et al., 2012). Ennek oka nagy valószínűséggel az lehet, hogy bár az általunk



8. ábra – Az As, Zn és Cd bioakkumulációs index (BAI) értékei a levél- és gyökérzöldségekben

vizsgált külvárosi talajokban is kimutatható az antropogén ólomterheltség, ennek mértéke jóval kisebb, mint más nagyvárosok, vagy akár a szegedi belvárosi talajok esetében. Az általunk vizsgált zöldségek Cu-koncentrációi viszont kissé nagyobbak, mint más városi és vidéki talajokon termelt zöldségekben mért koncentrációk (Peris et al., 2007; Murray et al., 2011; Säumel et al., 2012), ami jól mutatja azt, hogy e külvárosi kerti talajok antropogén rézterheltsége nagymértékű. A legmobilabb elemek – összhangban a szekvenciális feltárás eredményével – a talaj–növény rendszerben is a Zn és a Cd, ám ezek felvétele növény-specifikus tényezőktől is függ. A zöldségfélék közül a levélzöldségek (saláta, sóska, spenót) ugyanis több arzént, cinket és kadmiumot akkumulálnak, mint a gyökérzöldségek (vöröshagyma, sárgarépa), ám ezek egyike sem tartalmaz határérték feletti Cd vagy Pb koncentrációkat, így a külvárosi kertekben termesztett zöldségek fogyasztása az emberi egészséget nem veszélyezteti.

5. Összegzés

Kutatásunk során Szeged példáján vizsgáltuk az antropogén tevékenységek együttes hatását a városi pufferzónában elhelyezkedő, növénytermesztési funkcióval rendelkező kerti talajok tulajdonságaira és nehézfémterheltségére. A külvárosi kertekből származó talajminták vizsgálati eredményei alapján kijelenthető, hogy a városi kerti talajokat érő változatos antropogén hatások következtében e kerti talajok egyes tulajdonságai (fizikai-féleség, szervesanyag-tartalom és szervesanyag-minőség, szénsavasmész-tartalom) módosulást szenvednek részben a kertművelés (szerves trágyák, valamint konyhai és kerti hulladékokból származó

komposztok alkalmazása, talajszintek átkeverése stb.), részben pedig más, nem a kertek műveléséhez szorosan kapcsolódó antropogén beavatkozások (kerti talajok feltöltése, idegen talajanyag bekeverése) kapcsán. Az előbbi a kerti talajok szervesanyag-tartalmának mennyiségi és minőségi változásában nyilvánul meg leginkább, hisz a kerti feltalajok összes szervesanyag-tartalma megnövekszik, de egyúttal a gyengébb minőségű, nyers szerves anyagok kerülnek túlsúlyba a terület eredeti talajának humuszállapotához képest. Utóbbi pedig a kerti talajok fizikai-féleségének módosulásában nyilvánul meg leglátványosabban, hiszen a feltöltésekhez használt, általában durvább textúrájú talajanyag alkalmazása a feltalajok fizikai féleségét a durvább szemcsefrakciók irányába tolja, a feltöltött kertek feltalajainak Arany-féle kötöttségi számát csökkentve. A kerti talajok felszíni szintjének szénsavasmész-tartalmában is mennyiségi változás (a feltalajok szénsavasmész-tartalmának nem minden kertet érintő és nem egyforma mértékű növekedése) következik be, mely változást a kertek művelése és a feltöltések együttesen eredményezik.

A városi kerti talajokat érő változatos antropogén hatások nemcsak e talajok bizonyos tulajdonságainak módosulásában nyilvánulnak meg, hanem a városi környezetterhelés és a kertművelés a kerti talajok egyes fémkoncentrációinak alakulására is rányomják bélyegüket. A feltalajok királyvíz-oldható („összes”) nehézfém-tartalmának vizsgálatát követően megállapítást nyert, hogy e külvárosi kerti talajok csupán 18%-a tekinthető valamilyen fémmel (főként rézzel) kifejezetten szennyezettnek, és e talajok fémterheltsége (a legtöbb vizsgált elem tekintetében) is mérsékeltőbb a Szeged belterületi, Technosol talajok fémterheltségéhez képest. Ennek ellenére a rézen kívül is vannak olyan elemek, melyek kerti talajokban mérhető koncentrációjának kialakulásában az ant-

ropogén hozzájárulás is szerepet játszik. Az antropogén forrásból is feldúsuló fémek körét ugyanis sikerült elkülöníteni a kizárólag geogén eredetű fémektől a feldúsulási faktorokat, egy- és többváltozós statisztikai módszereket, valamint a fémkoncentrációk horizontális eloszlásának vizsgálatát együttesen alkalmazva. A feldúsulási faktorok, nevezetesen a *feltalajra vonatkozó feldúsulási faktor* (TEF), valamint a titán (Ti) referenciaelemmel számolt *talajtani feldúsulási faktor* (EFP_{Ti}) egyaránt jól alkalmazhatók a feltalajban jelentős mértékben dúsuló fémek elkülönítéséhez, hisz a két feldúsulási faktor (EF) statisztikailag megegyező eredményt ad. Ezek alapján a kerti feltalajokban a Ni, Co, Cr és As antropogén forrásból nem dúsulnak ($EF \sim 1$), koncentrációjuk kialakulásában csak a litogén háttér és a pedogén folyamatok játszanak szerepet. Ellenben a Cu ($EF \sim 4,2$), Zn ($EF \sim 2,7$), Pb ($EF \sim 2,5$) és Cd ($EF \sim 1,5$) a kertek feltalajában jelentős mértékben dúsulnak, mely feldúsulásért a talajképző folyamatok mellett részben az antropogén hozzájárulás is felelős. A főkomponens-analízis (PCA) segítségével – mely szintén elkülönítette a geogén elemek csoportját (PC2: Ni, Co, Cr, As) – az antropogén forrásból dúsuló fémek két csoportját (PC1: Pb, Zn, Cd és PC3: Cu) is sikerült elkülöníteni, mely csoportok az antropogén fémek eltérő forrására utalnak: a PC1 elemei (Pb, Zn és Cd) közül a Cd antropogén feldúsulása csak néhány kertet érint, főként pontforrásoknak köszönhetően, de e toxikus fém koncentrációja két kert feltalajában a „B” szennyezettségi határértéket is meghaladja. Az Pb és a Zn viszont a kertek jelentős részében antropogén forrásból dúsul, legfőbb forrásuk a gépjármű-közlekedés okozta légköri ülepedés. Az antropogén forrásból feldúsuló elemek másik csoportját (PC3) a Cu egyedül alkotja, melynek koncentrációja számos kertben meghaladja a „B” szennyezettségi határértéket is, e mellett a feldúsulási faktorok alapján is e fém antro-

pogén feldúsulása a legnagyobb mértékű. A Cu csaknem minden kertet érintő antropogén feldúsulását azonban nem a közlekedés és a légköri ülepedés okozza, hanem a kertek művelése során gyakran alkalmazott réztartalmú növényvédő szerek használata.

Mivel a fémek „összes” mennyiségének ismerete nem ad információt az egyes elemek felvehetőségéről vagy mobilitásáról, ezért néhány kiválasztott kerti talajminta esetében az elemek mobil (növények által könnyen felvehető) és potenciálisan mobilizálható frakcióit is vizsgáltuk a három lépcsős, módosított BCR szekvenciális feltárást alkalmazva. Ezen eredmények alapján kijelenthető, hogy az általunk a kerti talajokban geogén eredetűnek talált elemek (Ni, Co, Cr, As) potenciális mobilitása csekély mértékű, ezen elemek „összes” mennyiségének legnagyobb hányada ugyanis a maradék (inert) frakcióban, az ásványok rácsában, erősen kötve fordul elő. Az általunk antropogén eredetűnek talált fémek potenciális mobilitása viszont a $Cd < Cu < Zn < Pb$ sorrendben növekszik, és e fémek esetében a mobilizálható és potenciálisan mobilizálható frakciók kerülnek túlsúlyba az „összes” fémtartalmon belül. A könnyen mobilizálható, növények számára is könnyen felvehető frakció aránya azonban még az antropogén eredetű fémek esetében sem jelentős, ami e kerti talajok jó nehézfém-pufferoló képességének nagy mértékben köszönhető.

A városi kerti talajok fémterheltségéből eredő esetleges káros hatások mértéke nem ítéltető meg e talajokon termesztett zöldségek nehézfém-tartalmának ismerete nélkül, ezért a kertekben gyakran termesztett különböző zöldségfélék (saláta, spenót, sóska, sárgarépa, vöröshagyma) nehézfém-tartalmát is vizsgáltuk. Ezen eredmények ismeretében elmondható, hogy a vizsgált zöldségekben mért fémkoncentrációk nagyságrendje nagyjából

megegyezik más nagyvárosok különböző talajaiban termett zöldségekben mért koncentrációkkal, ám a Szeged pufferzónájában elhelyezkedő kerti talajokban termett zöldségek ólomkoncentrációja jóval kisebb ezeknél. Az általunk vizsgált zöldségek kis mértékben megnövekedett rézkoncentrációi viszont jól tükrözik e külvárosi kerti talajok antropogén rézterheltségét. A kerti talajok „összes” fémtartalma, valamint az azokon termett különböző zöldségfélékben mérhető fémkoncentrációk között azonban nincsen kapcsolat, ami jól mutatja azt, hogy a növények által felvett nehézfém mennyisége nem a talajok „összes” nehézfém-tartalmától, hanem növény-specifikus tényezőktől, valamint a talaj könnyen mobilizálható fémtartalmától és a talaj nehézfém-pufferoló képességétől is függ. Éppen ezért a vizsgált elemek mobilitását a talaj-növény rendszerben a bioakkumulációs index segítségével vizsgáltuk, mely index a különböző növények fémfelvételi hajlamát és az egyes fémek mobilitásának mértékét egyszerre jellemzi. A vizsgált elemek mobilitási sora a kalkulált átlagos BAI-értékek alapján a következő: $Zn > Cd > Cu > Ni > As > Cr > Pb \approx Co$. A legmobilabb elemek tehát az általunk vizsgált talaj-növény rendszerben a Zn és a Cd, mely fémeket a vizsgált zöldségek a legnagyobb mértékben képesek felvenni a kerti talajok „összes” fémtartalmához viszonyítva. Ám e fémek – és az arzén – növény általi felvétele növény-specifikus tényezőktől is függ, ugyanis a vizsgált zöldségfélék közül a levélzöldségek (saláta, sóska, spenót) szignifikánsan több arzént, cinket és kadmiumot akkumulálnak, mint a gyökérzöldségek (vöröshagyma, sárgarépa). Azonban a Szeged pufferzónájában vizsgált kerti talajokon termesztett zöldségek egyike sem tartalmaz határérték feletti (élelmiszerekben maximálisan megengedhető) Cd vagy Pb koncentrációkat, e

zöldségek emberi fogyasztásra alkalmasak, így e külvárosi kertekben termesztett gyökérzöldségek és levélzöldségek fogyasztása sem veszélyezteti az emberi egészséget.

Irodalomjegyzék

- Adriano, D.C. (2001): Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. 2nd Edition. Springer-Verlag, New York, 867 p.
- Alloway, B.J. (1995): The origin of heavy metals in soils. In: Alloway, B.J. (Ed.): Heavy Metals in Soils. 2nd Edition. Blackie Academic and Professional, London, 38–57.
- Alloway, B.J. (2004): Contamination of soils in domestic gardens and allotments: a brief overview. Land Contamination and Reclamation, **12/3**, 179–187.
- Banat, K.M., Howari, F.M., Al-Hamid, A.A. (2005): Heavy metals in urban soils of central Jordan: Should we worry about their environmental risks? Environmental Research, **97/3**, 258–273.
- Blazovich, L. (2007): Szeged rövid története. Csongrád Megyei Levéltár, Szeged. http://www.sk-szeged.hu/statikus_html/digitalis/szrt/szrt.html, (2009. 12. 03.)
- Bretzel, F., Calderisi, M. (2006): Metal contamination in urban soils of Coastal Tuscany (Italy). Environmental Monitoring and Assessment, **118/1–3**, 319–335.
- Chaney, R.L., Sterret, S.B., Mielke, H.W. (1984): The potential for heavy metal exposure from urban gardens and soils. In: Preer, J.R. et al. (Eds.): Proceedings of the Symposium on Heavy Metal in Urban Gardens. University of the District of Columbia Extension Service, Washington, DC, USA, 37–84.
- Chen, T.B., Wong, J.W., Zhou, H.Y., Wong, M.H. (1997): Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. Environmental Pollution, **96/1**, 61–68.
- Csathó, P. (1994): A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet, Budapest, 116 p.
- Douay, F., Pruvot, C., Roussel, H., Ciesielski, H., Fourrier, H., Proix, N., Waterlot, C. (2008): Contamination of

- urban soils in an area of Northern France polluted by emissions of two smelters. *Water Air and Soil Pollution*, **188/1–4**, 247–260.
- Dövényi, Z. (Ed.) (2010): Magyarország kistájainak katasztere. Második, átdolgozott és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 p.
- EK (2006): Európai Községek (EK) Bizottsága. 1881/2006/EK rendelet az élelmiszerekben előforduló egyes szennyező anyagok felső határértékeinek meghatározásáról. Az Európai Unió Hivatalos Lapja, L364, 5–24.
- Facchinelli, A., Sacchi, E., Mallen, L. (2001): Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental Pollution*, **114/3**, 313–324.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), IUSS (International Union of Soil Sciences), ISRIC (International Soil Reference and Information Centre) (2006): World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication, Rome, Italy.
- Farsang, A., Puskás, I. (2007): Városi és ipari területek talajai: Talajok nehézfém tartalmának vizsgálata háttér-szennyezettség kimutatására Szegeden. In: Mezősi, G. (Ed.): Földrajzi Tanulmányok Vol. 1, Városökológia. JATEPress, Szeged, 99–117.
- Farsang, A., Puskás, I., Szolnoki, Zs. (2009): Human health risk assessment: A case study of heavy metal contamination of garden soils in Szeged. *AGD Landscape and Environment*, **3/1**, 11–27.
- Finster, M.E., Gray, K.A., Binns, H.J. (2004): Lead levels of edibles grown in contaminated residential soils: a field survey. *Science of the Total Environment*, **320/2–3**, 245–257.
- Fügedi, U., Kuti, L., Vatai, J., Müller, T., Selmecei I., Kerék, B. (2012): No unique background in geochemistry. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, **7/4**, 89–96.
- Granero, S., Domingo, J.L. (2002): Levels of metals in soils of Alcalá de Henares, Spain: Human health risks. *Environment International*, **28/3**, 159–164.
- Harrison, R.M., Laxen, D.P.H., Willson, S.J. (1981): Chemical associations of lead, cadmium, copper, and zinc in street dust and roadside soils. *Environmental Science and Technology*, **15/11**, 1378–1383.
- Hjortenkrans, D., Bergbäck, B., Häggerud, A. (2006): New metal emission patterns in road traffic environment. *Environmental Monitoring and Assessment*, **117/1–3**, 85–98.
- Hough, R.L., Breward, N., Young, S.D., Crout, N.M.J., Tye, A.M., Moir, A.M., Thornton, I. (2004): Assessing potential risk of heavy metal exposure from consumption of home-produced vegetables by urban populations. *Environmental Health Perspectives*, **112/2**, 215–221.
- Imperato, M., Adamo, P., Naimo, D., Arienzo, M., Stanzione, D., Violante, P. (2003): Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). *Environmental Pollution*, **124/2**, 247–256.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (2001): Trace Elements in Soils and Plants. 3rd ed. CRC Press, Boca Raton, 413 p.
- Kachenko, A.G., Singh, B. (2006): Heavy metals contamination in vegetables grown in urban and metal smelter contaminated sites in Australia. *Water, Air, and Soil Pollution*, **169/1–4**, 101–123.
- Kartal, S., Aydin, Z., Tokalioglu, S. (2006): Fractionation of metals in street sediment samples by using the BCR sequential extraction procedure and multivariate statistical elucidation of the data. *Journal of Hazardous Materials*, **132/1**, 80–89.
- Kádár, I. (1995): A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Környezet- és természetvédelmi kutatások. Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet, Budapest, 388 p.
- Kádár, I. (2007): A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. *Agrokémia és Talajtan*, **56/2**, 391–408.
- Kelly, J., Thornton, I., Simpson, P.R. (1996): Urban Geochemistry: A study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain. *Applied Geochemistry*, **11/1–2**, 363–370.
- Korpás, E., Pálmai, M. (1955): Szeged környékének talajföldrajzi vázlata. *Földrajzi Értesítő* **4/1**, 77–86.
- KSH (2003): A nagyvárosok belső tagozódása. Szeged, Központi Statisztikai Hivatal Csongrád megyei Igazgatósága, Szeged.
- KSH (2012): Magyarország közigazgatási helynévkönyve. 2012. január 1. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest.

- Lee, C.S., Li, X., Shi, W., Cheung, S.C.C., Thornton, I. (2006): Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: A study based on GIS and multivariate statistics. *Science of the Total Environment*, **356/1–3**, 45–61.
- Li, X., Lee, S., Wong, S., Shi, W., Thornton, I. (2004): The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environmental Pollution*, **129/1**, 113–124.
- Liebens, J., Mohrherr, C.J., Rao, K.R. (2012): Trace metal assessment in soils in a small city and its rural surroundings, Pensacola, FL, USA. *Environmental Earth Sciences*, **65/6**, 1781–1793.
- Lu, Y., Gong, Z., Zhang, G., Burghardt, W. (2003): Concentrations and chemical speciations of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China. *Geoderma*, **115/1–2**, 101–111.
- Luo, X., Yu, S., Li, X. (2011): Distribution, availability, and sources of trace metals in different particle size fractions of urban soils in Hong Kong: Implications for assessing the risk to human health. *Environmental Pollution*, **159/5**, 1317–1326.
- Maas, S., Scheifer, R., Bensláma, M., Crini, N., Lucot, E., Brahmi, Z., Benyacoub, S., Giraudoux, P. (2010): Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban, and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution*, **158/6**, 2294–2301.
- Madrid, L., Díaz-Barrientos, E., Madrid, F. (2002): Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere*, **49/10**, 1301–1308.
- Manta, D.S., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R., Sprovieri, M. (2002): Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *The Science of the Total Environment*, **300/1–3**, 229–243.
- MÉM FTH (1987): Magyar népköztársaság: agrotopográfiai térkép 1:100 000, 27. térképszelvény. MÉM Földügyi és Térképészeti Hivatal.
- Mielke, H.W., Reagan, P.L. (1998): Soil is an important pathway of human lead exposure. *Environmental Health Perspective*, **106/1**, 217–229.
- Moir, A.M., Thornton, I. (1989): Lead and cadmium in urban allotment and garden soils and vegetables in the United Kingdom. *Environmental Geochemistry and Health*, **11/3–4**, 113–119.
- Morillo, J., Usero, J., Gracia, I. (2004): Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain. *Chemosphere*, **55/3**, 431–442.
- MSZ 21470-50:2006 (2006): Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikuselem-, a nehézfém- és a króm (VI) tartalom meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület.
- MSZ-08-0205:1978 (1978): A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata. Magyar Szabványügyi Testület.
- MSZ-08-0206-2:1978 (1978): A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok. (pH-érték, szódában kifejezett fenoltalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos (y_1 -érték) és kicserélődési aciditás (y_2 -érték)). Magyar Szabványügyi Testület.
- MSZ 21470-52:1983 (1983): Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajok szervesanyag-tartalmának meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület.
- Murray, H., Pinchin, T.A., Macfie, S.M. (2011): Compost application affects metal uptake in plants grown in urban garden soils and potential human health risk. *Journal of Soils and Sediments*, **11/5**, 815–829.
- Nasrzi, T. (2007): A közúti járműforgalom nehézfém-szennyező hatása az utak melletti talajra és növényzetre. Doktori (PhD) értekezés, Gödöllő, 225 p.
- Norra, S., Stüben, D. (2003): Urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, **3/4**, 230–233.
- Norra, S., Weber, A., Kramar, U., Stüben, D. (2001): Mapping of trace metals in urban Soils. *Journal of Soils and Sediments*, **1/2**, 77–97.
- Peris, M., Micó, C., Recatalá, L., Sánchez, R., Sánchez, J. (2007): Heavy metal contents in horticultural crops of a representative area of the European Mediterranean region. *Science of the Total Environment*, **378/1–2**, 42–48.
- Pichtel, J., Sawyerr, H.T., Czarnowska, K. (1997): Spatial and temporal distribution of metals in soils in Warsaw, Poland. *Environmental Pollution*, **98/2**, 169–174.
- Plyaskina, O.V., Ladonin, D.V. (2009): Heavy metal pollution of urban soils. *Eurasian Soil Science*, **42/7**, 816–823.
- Purves, D. (1967): Contamination of urban garden soils with copper, boron, and lead. *Plant and Soil*, **26/2**, 380–382.

- Purves, D., Mackenzie, E.J. (1969): Trace-element contamination of parklands in urban areas. *Journal of Soil Science*, **20/2**, 288–296.
- Purves, D., Mackenzie, E.J. (1970): Enhancement of trace-element content of cabbages grown in urban areas. *Plant and Soil*, **33/1–3**, 483–485.
- Puskás, I. (2008): Városaink talajai: A szegedi talajok komplex értékelése és osztályozása. Doktori (PhD) Értekezés, SZTE Természettudományi és Informatikai Kar, Szeged, 154 p.
- Puskás, I., Farsang, A. (2009): Diagnostic indicators for characterizing urban soils of Szeged, Hungary. *Geoderma*, **148/3–4**, 267–281.
- Rauret, G., López-Sánchez, J.F., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., Ure, A., Quevauviller, P. (1999): Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *Journal of Environmental Monitoring*, **1**, 57–61.
- Ruiz-Cortés, E., Reinoso, R., Díaz-Barrientos, E., Madrid, L. (2005): Concentrations of potentially toxic metals in urban soils of Seville: relationship with different land uses. *Environmental Geochemistry and Health*, **27/5–6**, 465–474.
- Salma, I., Maenhaut, W. (2006): Changes in elemental composition and mass of atmospheric aerosol pollution between 1996 and 2002 in a Central European City. *Environmental Pollution*, **143/3**, 479–488.
- Säumel, I., Kotsyuk, I., Hölscher, M., Lenkercit, C., Weber, F., Kowarik, I. (2012): How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Environmental Pollution*, **165**, 124–132.
- Sipter, E., Rózsa, E., Gruiz, K., Tátrai, E., Morvai, V. (2008): Site-specific risk assessment in contaminated vegetable gardens. *Chemosphere*, **71/7**, 1301–1307.
- Stefanovits, P. (1999): Főtípusok, típusok és altípusok. In: Stefanovits, P. (Ed.): *Talajtan. Mezőgazda Kiadó*, Budapest, 258–320.
- Sterckeman, T., Douay, F., Baize, D., Fourrier, H., Poix, N., Schwartz, C. (2006): Trace elements in soils developed in sedimentary materials from Northern France. *Geoderma*, **136/3–4**, 912–929.
- Sterrett, S.B., Chaney, R.L., Gifford, C.H., Mielke, H.W. (1996): Influence of fertilizer and sewage sludge compost on yield and heavy metal accumulation by lettuce grown in urban soils. *Environmental Geochemistry and Health*, **18/4**, 135–142.
- Szabó, Gy., Czeller, K. (2009): Examination of the heavy metal uptake of carrot (*Daucus carota*) in different soil types. *AGD Landscape and Environment*, **3/1**, 56–70.
- Szegedi, S. (1999): Debrecen nehézfém-szennyezettsége. *Magyar Tudomány*, **44/10**, 1192–1200.
- SZMJVÖ (2007): Közlekedésfejlesztési koncepció. Szeged Megyei Jogú Város Önkormányzata, Szeged.
- Szolnoki, Zs., Farsang, A. (2013): Evaluation of metal mobility and bioaccessibility in soils of urban vegetable gardens using sequential extraction. *Water Air and Soil Pollution*, **224/10**, 1737.
- Szolnoki, Zs., Farsang, A., Puskás, I. (2011): Nehézfém-feldúsulás vizsgálata városi környezetben, kerti talajokon. In: Mócsy, I., Szacsvai, K., Urák, I., Zsigmond, A.R., Szikszai, A. (Eds.): VII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. (II. kötet.) Ábel Kiadó, Kolozsvár, 653–657.
- Szolnoki, Zs., Farsang, A., Puskás, I. (2012): Nehézfémek eredetének és feldúsulásának vizsgálata egy külvárosi kertes övezet talajában. In: Galbács, Z. (Ed.): *Proceedings of the 17th International Symposium on Analytical and Environmental Problems*. JATEPress, Szeged, 38–42.
- Szolnoki, Zs., Farsang, A., Puskás, I. (2013): Cumulative impacts of human activities on urban garden soils: Origin and accumulation of metals. *Environmental Pollution*, **177**, 106–115.
- Tack, F.M.G. (2010): Trace Elements: General Soil Chemistry, Principles and Processes. In: Hooda, P.S. (Ed.): *Trace Elements in Soils*. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, 9–38.
- Thornton, I. (1991): Metal contamination of soils in urban areas. In: Bullock, P., Gregory, P.J. (Eds.): *Soils in the Urban Environment*. Blackwell, Oxford, 47–75.
- Wang, W.H., Wong, M.H., Leharne, S., Fisher, B. (1998): Fractionation and biotoxicity of heavy metals in urban dusts collected from Hong Kong and London. *Environmental Geochemistry and Health*, **20/4**, 185–198.

Wuzhong, N., Haiyan, M., Jixiu, H., Xinxian, L. (2004): Heavy metal concentrations in vegetable garden soils from the suburb of Hangzhou, People's Republic of China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **72/1**, 165–169.

6/2009 (IV.14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a

földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről.

10/2000 (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről (hatályon kívül).